

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

**LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ÉCRANS ANTIBRUIT DANS
LA RÉGION DE MONTRÉAL:**

Une barrière sonore à l'équité environnementale?

Par

Stéphanie POTVIN

Baccalauréat en Urbanisme

Mémoire présenté pour obtenir le grade de

Maître ès sciences, M.Sc.

Maîtrise en études urbaines

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQAM

Avril 2019

Ce mémoire intitulé

**LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ÉCRANS ANTIBRUIT DANS
LA RÉGION DE MONTRÉAL:**

Une barrière sonore à l'équité environnementale?

et présenté par

Stéphanie POTVIN

a été évalué par un jury composé de

M. Philippe APPARICIO, directeur de recherche, INRS

Mme Anne-Marie SÉGUIN, codirectrice, INRS

M. Cédric BRUNELLE, examinateur interne, INRS

M. Kevin MANAUGH, examinateur externe, McGill

RÉSUMÉ

Le climat sonore est une importante composante de la qualité de vie puisque le bruit routier constitue la deuxième nuisance la plus néfaste pour la santé et le bien-être après la pollution atmosphérique ainsi que la source de bruit la plus répandue en milieu urbain. S'il est vrai que de plus en plus d'études s'y intéressent dans le champ de la justice environnementale, encore peu d'études se sont intéressées, dans une perspective distributionnelle, aux mesures de mitigation au bruit routier permettant de protéger les populations exposées à cette nuisance, notamment dans la région métropolitaine de Montréal.

L'objectif principal de cette recherche est double. Il vise, dans un premier temps, à examiner la distribution et la concentration de quatre groupes vulnérables – les enfants, les personnes âgées, les personnes à faible revenu et les minorités visibles – dans les zones de gêne sonore à proximité des axes majeurs de circulation par rapport au reste du territoire. Dans un deuxième temps, il vise à étudier leur distribution et concentration en zone protégée par la présence d'écrans sonores lorsqu'ils habitent en zone de gêne sonore à proximité des axes majeurs.

À l'aide de données sur la circulation routière (essentiellement les débits de circulation journaliers moyens estivaux et les limites de vitesse), nous avons pu générer des zones de gêne sonore le long des axes majeurs de circulation à l'intérieur desquelles les niveaux de bruit sont considérés problématiques. L'élaboration d'une base de données comportant la localisation des écrans sonores a permis d'identifier les zones protégées du bruit et celles non protégées. Puis, l'utilisation des données du recensement de 2016 et de méthodes d'analyse statistique a enfin permis de vérifier s'il existe des iniquités quant à la protection contre le bruit routier aux abords des axes majeurs de la Communauté métropolitaine de Montréal.

Les résultats démontrent que pour certains groupes, la situation varie beaucoup d'une sous-région à l'autre. Toutefois, on constate une situation doublement inéquitable pour les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure, pour les minorités visibles. En effet, ces groupes résident proportionnellement plus souvent à proximité des axes majeurs de circulation et sont moins souvent protégés par la présence d'écrans antibruit. À l'inverse, on obtient une situation doublement avantageuse pour les enfants. Puis, la variable des aînés est généralement non significative.

Mots-clés : Bruit routier; écrans sonores; mesures de protection; équité environnementale; Montréal; SIG.

ABSTRACT

Road traffic noise is an important component of quality of life since it is considered the second most harmful factor for health and well-being, as well as the most prevalent source of noise in the urban environment. Even though more and more studies are interested in road traffic noise, still far too few studies investigate road traffic noise mitigation measures protecting exposed populations to that nuisance in a perspective of distribution. It is notably the case of the Montreal Metropolitan Community.

The main objective of this study is double. It aims, firstly, to look at the distribution and the overrepresentation of four vulnerable population groups – children, seniors, low-income individuals and visible minorities – in noise disturbance zones along major traffic routes comparatively to the rest of the study area, then secondly, it aims to study their distribution and overrepresentation in protected zones by noise barriers when they live in noise disturbance zones along major traffic routes.

By means of road traffic data (summer average daily traffic and maximum speed limits), we were able to determine noise disturbance zones along major traffic routes within which noise thresholds are considered problematic. The development of a database regarding to the noise barriers geolocation enabled us to identify protected zones and noise disturbance zones. Then, the use of 2016 census data and statistical analysis finally allowed us to check whether there are inequities about road traffic noise mitigation measures for some of the four population groups along major routes in the Montreal Metropolitan Community.

The results show that situations of equity and inequity differ a lot depending on the population groups and the subregions. However, the results reveal a situation doubly inequitable for low-income persons and, to a lesser extent, for visible minorities. Indeed, these groups live more often close to major traffic routes and are less likely to be protected by noise barriers. In contrast, children are doubly advantaged. Then, the variable of seniors is generally not significant.

Keywords: Road traffic noise; noise barriers; protection measure; environmental equity; Montreal; GIS.

AVANT-PROPOS

Depuis quelques décennies déjà, la justice environnementale constitue un champ de recherche grandissant. La justice environnementale a d'ailleurs trouvé un terrain d'étude foisonnant à Montréal, notamment à travers les travaux du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ). Ces études cherchent essentiellement à mesurer l'accessibilité spatiale à plusieurs éléments bénéfiques de l'environnement urbain tels que les parcs, la végétation, le réseau cyclable ou encore les services de santé. D'autres études encore se sont intéressées à la distribution d'éléments négatifs de l'environnement tels que les sites de déchets toxiques, la pollution atmosphérique ou encore le bruit routier. Ces nombreux diagnostics d'équité environnementale ont permis de signaler qu'il existe des iniquités sociales quant à l'accès à certaines ressources urbaines et à l'exposition à certaines nuisances. Ainsi, il est aujourd'hui, largement admis qu'il existe des situations d'iniquité pour certains groupes populationnels. Ces situations sont de plus en plus dénoncées, notamment grâce aux études en justice environnementale. Toutefois, on s'interroge encore trop peu à propos de la distribution des mesures de mitigation issue des actions politiques et réglementaires et leur capacité à rétablir certaines situations d'iniquités à travers leur distribution. En d'autres mots, ces mesures de mitigation permettent-elles réellement de réduire ces situations d'iniquités par leur distribution ou les renforcent-elles? Cette dimension de l'équité environnementale demeure peu développée et mérite pourtant d'être approfondie davantage.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire n'aurait pas été possible sans la présence et l'appui de plusieurs personnes. Ainsi, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, au succès de ce mémoire et qui m'ont apporté de l'aide tout au long de sa rédaction.

D'abord, je voudrais remercier mon directeur de recherche, M. Philippe Apparicio, ainsi que ma codirectrice, Mme Anne-Marie Séguin. Tous deux m'ont offert soutien et disponibilité pendant l'entièreté de mon passage à la maîtrise. Grâce à eux, j'ai fait l'apprentissage d'une rigueur scientifique et méthodologique dont l'utilité dépasse largement la sphère académique.

Je désire également remercier Mathieu Carrier, agent de recherche et de planification au Ministère des Transports (MTQ) et chercheur associé au LAEQ, qui m'a procuré les données et informations me permettant d'effectuer ce mémoire. Je le remercie également pour ses bons conseils et pour le temps qu'il y a consacré.

Ensuite, je tiens spécialement à remercier famille et ami.e.s, sur qui j'ai toujours pu compter pour m'offrir le support moral nécessaire à l'accomplissement de cette maîtrise, mais aussi tout au long de mon parcours académique. Merci pour votre écoute. Je remercie également mes collègues du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ).

Finalement, je souhaite remercier les instances qui m'ont apporté le soutien financier essentiel pour mener à terme cette maîtrise, soit, le Fonds de recherche du Québec – Société et culture (FRQ-SC), la Chaire sénior de recherche du Canada sur l'équité environnementale et la ville puis, le Centre Urbanisation Culture Société (INRS-UCS).

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	xi
Liste des figures.....	xi
Liste des abréviations et des sigles.....	xii
Introduction	14
Chapitre 1 : Revue de littérature	17
1.1. Contexte d'émergence de la justice environnementale.....	17
1.2. Conceptualisation actuelle de la justice environnementale.....	18
1.2.1. <i>Justice de la reconnaissance</i>	<i>19</i>
1.2.2. <i>Justice procédurale</i>	<i>20</i>
1.2.3. <i>Justice distributionnelle</i>	<i>21</i>
1.2.4. <i>Interrelation entre les dimensions de la justice environnementale</i>	<i>22</i>
1.3. Protection contre les nuisances et justice environnementale.....	23
1.3.1. <i>Protection contre les nuisances : une dimension récente dans la littérature scientifique</i>	<i>24</i>
1.3.2. <i>Disparités, processus de création et explications potentielles</i>	<i>28</i>
1.4. Le bruit routier, nuisance environnementale.....	30
1.4.1. <i>Mesure du bruit et perception par l'oreille humaine</i>	<i>31</i>
1.4.2. <i>Modalités de propagation du bruit routier</i>	<i>32</i>
1.4.3. <i>Bruit routier et études en santé publique</i>	<i>33</i>
1.4.4. <i>Bruit routier et études en justice environnementale</i>	<i>34</i>
1.5. Protection et contrôle du bruit routier.....	40
1.5.1. <i>Techniques d'aménagement et mesures de mitigation d'ordre physique.....</i>	<i>40</i>
1.5.2. <i>Techniques juridiques et mesures administratives</i>	<i>43</i>
1.6. Problématique.....	44
1.6.1. <i>Problème de recherche et originalité de l'étude</i>	<i>44</i>
1.6.2. <i>Questions et objectifs de recherche</i>	<i>45</i>
1.6.3. <i>Hypothèse de recherche</i>	<i>46</i>

1.7. Conclusion	47
Chapitre 2 : Méthodologie.....	48
2.1. Territoire d'étude	48
2.2. Données populationnelles et indicateurs de bruit	50
2.2.1. <i>Populations à l'étude</i>	50
2.2.2. <i>Échelle d'analyse et choix méthodologiques</i>	50
2.2.3. <i>Indicateur de bruit routier</i>	53
2.2.4. <i>Géolocalisation des écrans sonores</i>	54
2.3. Analyses statistiques.....	55
2.3.1. <i>Indice de justice environnementale (JE)</i>	55
2.3.2. <i>Modèles de régression logistique multinomiale</i>	56
2.4. Conclusion	57
Chapitre 3 : Résultats.....	58
3.1. Introduction	62
3.2. Literature background	63
3.2.1. <i>Environmental equity and exposure to noise</i>	63
3.2.2. <i>Protection from road traffic noise and mitigation measures</i>	65
3.3. Question and objectives	67
3.4. Methodology	68
3.4.1. <i>Study area</i>	68
3.4.2. <i>Data and noise indicator</i>	70
3.4.3. <i>Statistical analyses</i>	76
3.4.4. <i>Multinomial logistic regression models</i>	77
3.5. Results	78
3.5.1. <i>The presence of vulnerable groups in the noise disturbance zones</i>	78
3.5.2. <i>Noise protection for vulnerable population groups</i>	79
3.5.3. <i>Situations of single and double inequity</i>	82
3.6. Discussion.....	85

3.6.1. <i>Limitations of the study</i>	86
3.7. Conclusion	87
Chapitre 4 : Discussion	88
4.1. Retour sur les résultats principaux	88
4.2. Facteurs explicatifs	89
4.2.1. <i>Cadre bâti</i>	89
4.2.2. <i>Géographie sociale et dynamiques résidentielles</i>	95
4.2.3. <i>Éléments procédural et réglementaire</i>	100
4.3. Limites et pistes de recherches futures	104
4.3.1. <i>Limites des données et de la méthode</i>	104
4.3.2. <i>Pistes de recherche futures</i>	107
Conclusion	109
Bibliographie	112
Annexe 1 : Tableau descriptif des variables selon les types d'îlots et les différentes régions	130

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Constants of the isophone curves..... 72

Table 2. Calculation of EJ indices for the Montreal Metropolitan Community (MMC) study areas.
..... 79

Table 3. Multinomial logistic regression for Montreal Metropolitan Community study areas..... 81

Table 4. Synthesis of equity situation in the subregions of the Montreal Metropolitan Community (MMC). 83

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Examples of noise barriers and elevated highways in Montreal..... 67

Figure 2. Population density by dissemination area, 2016 69

Figure 3. Study Area 73

Figure 4. Types of noise barriers 75

Figure 5. Typology of block parts according to buffers around noise barriers 76

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

AD	Aire de diffusion
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
dB(A)	Décibels
DJME	Débits de circulation journaliers moyens estivaux
EPA	Environmental Protection Agency
FHWA	Federal Highway Authority
Lden	Indicateur de bruit routier pour une journée complète
Leq	Mesure de sensibilité du bruit
MTQ	Ministère des Transports
NO _x	Oxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
OMS-WHO	Organisation mondiale de la santé
PM	Particules PM
SIG	Systèmes d'information géographique
SO _x	Oxyde de soufre
SO ₂	Dioxyde de soufre

INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, le bruit représente un enjeu environnemental majeur, et ce, particulièrement en milieu urbain où le trafic routier est la source de bruit la plus répandue. En fait, le bruit routier est considéré par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) comme étant la deuxième nuisance la plus néfaste pour la santé et le bien-être des populations y étant exposées quotidiennement après la pollution atmosphérique (WHO 2011, 2018). Ainsi, le bruit routier, étant désormais un important enjeu de santé publique, les gouvernements nationaux et locaux doivent considérer cette nouvelle évidence lors de l'élaboration de stratégies de gestion et des plans d'action afin de contrôler cette nuisance environnementale (WHO 2011, 2018). Dans cette optique, plusieurs études et guides d'aménagement ont investigué et documenté les techniques d'aménagement permettant de réduire l'impact négatif du bruit routier (Bellefleur 2012 ; Corbisier 2003 ; Kang 2007 ; Kotzen et English 2009 ; Martin, Deshaies et Poulin 2015 ; Girard 1996).

Aussi, d'un point de vue réglementaire, plusieurs pays se sont dotés de documents légaux visant à contrôler le bruit. C'est notamment le cas des États-Unis ayant adopté en 1972 *The Noise Control Act of 1972* et des pays de l'Union européenne ayant, à leur tour, adopté en 2002 la *directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement*. Ne faisant pas exception à cette tendance mondiale, au Québec, le Ministère des Transports (MTQ), adoptait en 1998 la *Politique sur le bruit routier* (MTQ 1998, 2012). Cette politique s'inscrit dans une perspective de protection et d'amélioration de l'environnement urbain et de la qualité de vie préétablie par la *Politique sur l'environnement* (MTQ 1992). De manière succincte, la *Politique sur le bruit routier* a pour but de corriger les niveaux problématiques de bruit, principalement en zones résidentielles, par l'aménagement de mesures d'atténuation telles que des écrans sonores (ex. mur antibruit, butte végétale, etc.) le long des axes majeurs de circulation (MTQ, 1998). En effet, « dans la plupart des pays, l'écran [sonore] constitue la principale façon de réduire le bruit le long des autoroutes » considérant sa grande efficacité (Girard 1996, 24).

Malgré la mise en place de la Politique sur le bruit routier au Québec, ces dernières années, de nombreux articles de presse ont mis en lumière les plaintes répétées de citoyens du grand Montréal préoccupés par le bruit routier et désirant obtenir l'aménagement d'écrans sonores. D'ailleurs, dans son article intitulé « Des murs qui font du bruit » paru dans *La Presse*, Bisson (2017) soulevait la question suivante : « Sommes-nous tous égaux devant le bruit routier? ». À ce sujet, le journal *Métro* publiait le 31 octobre 2016 un article intitulé « Place

L'Acadie : un mur antibruit huit ans plus tard » (Esseghir 2016). Dans le cas particulièrement médiatisé de Place de l'Acadie, l'aménagement d'un écran sonore avait été annoncé en 2010 dans la foulée de la réalisation d'un grand projet de réaménagement urbain et de mixité sociale prévu notamment afin d'enrayer l'insalubrité et la pauvreté extrême présentes sur ce site. Or, selon plusieurs articles ayant documenté ce cas-ci, on savait, bien avant le réaménagement de Place l'Acadie « que le bruit généré par l'autoroute constituait une nuisance sonore élevée pour les résidents et nécessitaient la mise en place d'un dispositif d'atténuation » (Esseghir 2016). En d'autres mots, ces articles dénoncent notamment le fait que l'aménagement d'écrans sonores se fasse au même moment où l'on prévoit un certain embourgeoisement du site dû à son réaménagement. Ainsi, le cas de Place l'Acadie, évoqué dans ces articles, soulève des questions quant à l'application concrète de la politique au niveau des groupes désavantagés par l'aménagement d'écrans sonores.

Ainsi, nous proposons, dans ce mémoire de s'intéresser à la distribution des écrans sonores aux abords du réseau routier majeur de la Communauté métropolitaine de Montréal dans une perspective d'équité environnementale. Notre approche méthodologique repose essentiellement sur deux méthodes statistiques. Dans un premier temps, des corridors de gêne sonore de différents niveaux situés le long de ces axes majeurs de circulation sont définis à partir de plusieurs paramètres afin d'estimer à l'aide de deux indices la surreprésentation des groupes étudiés. Dans un deuxième temps, nous cherchons à évaluer si ces groupes ont accès aux mesures d'atténuation du bruit que sont les écrans antibruit lorsqu'ils habitent à proximité d'un axe majeur de circulation. Pour mesurer la surreprésentation des quatre populations étudiées dans les zones de gêne sonore protégées et non protégées, des modèles de régression logistique multinomiale ont été construits pour tout le territoire puis pour six sous-régions. Par conséquent, nous souhaitons **vérifier d'une part, si quatre groupes vulnérables – les enfants, les personnes âgées, les personnes à faible revenu et les minorités visibles – sont surreprésentés ou non à proximité des axes majeurs de circulation comparativement au reste du territoire puis, d'autre part, si ces quatre groupes sont protégés ou non du bruit routier par la présence d'écrans sonores lorsqu'ils résident à proximité des axes majeurs de circulation.**

Ce mémoire prend la forme d'un mémoire par article. Par conséquent, un article scientifique intitulé *The Spatial Distribution of Noise Barriers in Montreal: A Barrier to Achieve Environmental Equity* et soumis à la revue *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, est inséré à l'endroit où figure le chapitre des résultats. Ce mémoire est divisé en

quatre chapitres. Le premier chapitre est consacré à la revue de la littérature et présente la problématique, la question ainsi que les objectifs de recherche. Le second chapitre décrit la démarche méthodologique élaborée afin d'atteindre les objectifs fixés, notamment le territoire d'étude, les données statistiques utilisées, les indicateurs élaborés ainsi que les méthodes statistiques mobilisées. Tel qu'indiqué, le troisième chapitre présente les résultats de l'étude sous la forme d'un article scientifique. Finalement, dans le quatrième chapitre, nous discutons des résultats obtenus et nous évoquons également des éléments d'explications.

CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE

Ce premier chapitre effectue, dans une première section, une synthèse des connaissances sur la protection contre le bruit routier en contexte urbain dans une perspective de justice environnementale puis, à partir de celle-ci, formule, dans une seconde section, la problématique de recherche. D'abord, la recension des écrits présente le cadre théorique dans lequel cette recherche s'inscrit soit, la justice environnementale, en accordant une attention plus particulière à la dimension distributionnelle ainsi qu'à la protection contre les nuisances dans l'application des politiques. Ensuite, la revue de littérature s'intéresse plus spécifiquement au bruit routier ainsi qu'aux mesures de protection contre le bruit routier en tant qu'objet de recherche en études urbaines tout en abordant les domaines de la santé publique et de l'acoustique. Ainsi, cette section vise à identifier, à partir des connaissances des effets du bruit routier sur la santé, quelles sont les mesures de protection disponibles et mises en place, en particulier les écrans sonores. À partir de cet examen de la littérature, la problématique est enfin présentée. Celle-ci énonce les objectifs, les questions générales et spécifiques ainsi que les hypothèses de recherche.

1.1. Contexte d'émergence de la justice environnementale

La justice environnementale a d'abord émergé aux États-Unis pendant la décennie 1980 en tant que revendication des groupes activistes. Ces mouvements, issus de la justice environnementale, ont grandi en étroite relation avec les mouvements pour la défense et la reconnaissance des droits civiques des communautés ethniques afro-américaines et hispaniques (Blanchon, Moreau et Veyret 2009). Ils ont pour but de dénoncer les discriminations raciales, socio-économiques, environnementales et spatiales et insistent sur le fait que « les lois et les politiques environnementales n'ont pas été appliquées de façon équitable aux différents groupes de populations » (Bullard 1993 cité dans Blanchon, Moreau et Veyret 2009, 37). Ils dénoncent, plus spécifiquement, l'impact disproportionné de la pollution provenant de certaines nuisances environnementales telles que les dépotoirs, les sites d'enfouissement de matières dangereuses ou encore les centrales nucléaires que subissent les minorités ethniques (principalement les Afro-Américains et les Hispaniques).

Ces protestations répétées ont conduit en 1987 à la réalisation du *Toxic Wastes and Race in the United States* par la Commission for Racial Justice, soit la première étude nationale s'intéressant à la relation entre la localisation de différentes nuisances environnementales et les

caractéristiques sociodémographiques des communautés habitant à proximité (Bullard et Johnson 2000). Celle-ci a notamment démontré que l'origine ethnique constitue la variable la plus significative permettant de prédire la localisation des nuisances environnementales. Cette étude, suivie de plusieurs autres, s'inscrit dans ce que l'on nomme la première génération de recherche en justice environnementale. Dans les études issues de cette première génération, la question de l'espace est centrale. Celles-ci s'intéressent spécifiquement et exclusivement à la proximité spatiale et aux patrons spatiaux existant entre groupes ethniques et nuisances environnementales (Walker 2009). De surcroît, ces études s'intéressent presque qu'exclusivement aux nuisances que sont les dépotoirs, les sites d'enfouissement de matières dangereuses et les centrales nucléaires. Les résultats obtenus dans la plupart des recherches issues de cette première génération ont révélé que les communautés ethniques (principalement afro-américaines) et les personnes à faible revenu sont largement plus exposées aux nuisances des sites de déchets toxiques du fait que les lieux de résidences de ceux-ci sont concentrés à proximité de ces sites (Bullard 1994). Ces iniquités, présentes à l'échelle nationale, ne se limitaient donc pas qu'à quelques cas isolés.

Jusqu'au milieu des années 1990, les études distributionnelles ont largement composé le corpus de recherche en justice environnementale et dominé le discours académique. Toutefois, à partir de ce moment plusieurs chercheurs ont commencé à situer leurs travaux dans un cadre interdisciplinaire plus large intégrant des théories sociales (Holifield, Porter et Walker 2010). En somme, la dimension spatiale est particulièrement pertinente puisqu'elle permet de révéler les inégalités, toutefois, à elle seule, elle est insuffisante afin de comprendre les processus par lesquels ces inégalités sont produites et reproduites (Agyeman et al. 2010; Walker 2009).

1.2. Conceptualisation actuelle de la justice environnementale

Graduellement, le corpus grandissant de recherche en justice environnementale a permis de développer la conceptualisation théorique de ce terme et a aussi mené à son institutionnalisation afin d'en faire un objectif des politiques publiques (Taylor 2000). Selon la *US Environmental Protection Agency*, la justice environnementale se définit aujourd'hui comme étant :

« the fair treatment and meaningful involvement of all people regardless of race, color, national origin, or income with respect to the development, implementation, and enforcement of environmental laws, regulations, and policies. Fair treatment

means that no group of people, including racial, ethnic, or socioeconomic groups, should bear a disproportionate share of the negative environmental consequences resulting from industrial, municipal, and commercial operations or the execution of federal, state, local, and tribal programs and policies » (U.S. EPA 1998 cité dans Bullard et Johnson 2000, 558).

À la lecture de cette définition, on constate que si la distribution spatiale des iniquités a longtemps constitué l'unique dimension de la justice environnementale – principalement lors des études de la première génération – elle ne s'y limite plus. En effet, la représentation de la justice environnementale est progressivement remplacée par une conception plus vaste, intégrant d'autres dimensions (Agyeman et al. 2010; Walker 2009). En ce sens, les travaux de Schlosberg (2007) se sont avérés particulièrement influents puisque l'auteur promeut une approche multidimensionnelle de la justice environnementale. Selon Schlosberg (2007), les injustices environnementales sont issues de processus sociaux, politiques et institutionnels. Ainsi, il propose de remettre au centre de la réflexion les notions de justice procédurale et de justice de la reconnaissance afin de comprendre simultanément la nature contextuelle et matérielle des inégalités environnementales et les processus qui les ont produites. À ce sujet, Carrick et Bell (2018, 101) écrivaient d'ailleurs que « la plupart des défenseurs de la justice environnementale ne sont pas seulement préoccupés par la distribution des éléments positifs ou négatifs de l'environnement, mais s'intéressent également à l'équité dans les processus politiques et de la prise de décision puisque l'une des raisons de la répartition injuste des éléments positifs et négatifs de l'environnement tient du fait que les décisions qui transforment l'environnement sont généralement prises par des personnes qui bénéficient des éléments positifs plutôt que des éléments négatifs ». Ainsi, la justice environnementale est aujourd'hui un concept composé de trois grandes dimensions, soit la justice de la reconnaissance, la justice procédurale et la justice distributionnelle (équité distributionnelle) (Agyeman et al. 2010; Walker 2012). Nous aborderons maintenant chacune de ces dimensions de manière plus détaillée.

1.2.1. Justice de la reconnaissance

D'abord, la justice de la reconnaissance réfère à la reconnaissance de l'ensemble des individus d'une société comme étant égaux indépendamment du genre, de la religion, de la classe sociale, du groupe ethnique, de la race ou de toute autre identité de « groupe ». Selon Fraser (2011, 17), la non-reconnaissance peut survenir lorsqu'une personne devient « invisible sous

l'effet de pratiques autoritaires de représentation, de communication ou d'interprétation de sa propre culture ». L'absence de reconnaissance peut également se manifester lorsqu'une personne est méprisée ou dépréciée « par les représentations culturelles [stéréotypées] ou dans les interactions quotidiennes » (Fraser 2011, 17). Ainsi, ces pratiques « constituent certains acteurs en êtres inférieurs, en exclus [...] elles en font quelque chose de moins que des partenaires » (Fraser 2011, 79). Certains groupes sont davantage portés à souffrir d'un manque ou d'une absence de reconnaissance, tels que les minorités ethniques et les personnes à faible revenu « puisque les normes culturelles racistes [...] [ont longtemps été] institutionnalisées dans l'État » (Fraser 2011, 30). Les groupes ethniques minoritaires ne sont pas les seuls à souffrir d'un manque de reconnaissance, c'est aussi le cas des enfants et des personnes âgées (Séguin et Apparicio 2013). D'abord parce que « les enfants sont généralement considérés comme les destinataires passifs de l'enseignement, de la protection et des soins des adultes, comme des objets à façonner et à socialiser, comme les propriétés de leurs familles et comme des êtres incomplets » (Qvortrup 1994 cité dans Smith 2007, 1). En effet, le concept de l'adolescence lui-même étend, au-delà de l'enfance, l'idée selon laquelle les jeunes sont des êtres « en devenir » (Erikson 1965 cité dans Mayall 2000). Ensuite, les aînés, parfois victimes d'âgisme, sont souvent ignorés et traités comme des enfants dans les processus participatifs (Danigelis, Hardy et Cutler 2007 ; Gagnon 2008 ; Macnicol 2006 ; Nations Unies 2002). Ainsi, il va sans dire que le manque de reconnaissance auquel font face ces groupes limite leurs opportunités participatives dans les processus décisionnels.

1.2.2. Justice procédurale

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). En effet, selon Fraser (2011, 121), il est d'intérêt d' « étudier les processus d'interaction discursifs » au sein des plateformes de participation publique ouverte à tous puisqu'il subsiste des « obstacles informels à une parité de participation [persistant] même une fois que tous les individus sont formellement et légalement autorisés à participer ». Ainsi, lorsque ces obstacles informels ne sont pas supprimés ou pris en considération, « la délibération peut servir à masquer la domination » (Fraser 2011, 123; Séguin et Apparicio 2013). Autrement dit, faire fi des inégalités sociales « tend généralement à favoriser les groupes dominants de la société au détriment des groupes subordonnés » puisqu'ils « ne bénéficient [...] généralement pas d'un accès égal aux moyens

matériels qui pourraient leur assurer une parité de participation » (Fraser 2011, 122-123). À cet effet, Séguin et Apparicio (2013) évoquent que les « assemblées tenues dans des lieux peu accessibles en transport en commun » désavantagent spécifiquement les groupes moins nantis ne disposant pas de voitures. Ceci étant dit, il n'est pas seulement question de moyens matériels, « même le langage utilisé au cours des discussions avantage souvent » certains groupes au détriment d'autres groupes (Séguin et Apparicio 2013). Par exemple, la terminologie et le langage technique spécialisé utilisés dans les plateformes de participation publique peuvent limiter les personnes moins scolarisées et plus pauvres dans leurs capacités à trouver les mots justes afin d'exprimer leur pensée (Fraser 2011 ; Séguin et Apparicio 2013). En outre, dans leur livre *Mobilization, participation and democracy in America*, Rosenstone et Hansen (1993) évoquent le fait que les minorités ethniques et les personnes à faible revenu ont tendance à moins participer au processus politique par des actions telles que de voter, de signer des pétitions, de participer à des réunions locales ou d'écrire des lettres aux membres du conseil municipal. Ainsi, ces groupes seraient moins portés à se mobiliser ou à faire pression sur les agences gouvernementales (Konisky 2015).

1.2.3. Justice distributionnelle

La justice distributionnelle – aussi appelée équité distributionnelle – est la recherche d'une distribution équitable des nuisances et des ressources urbaines en dépit des caractéristiques socio-économiques ou de la capacité de payer des individus (Talen 1998). Ainsi, tel que l'indiquent Séguin et Apparicio (2013, 211), les travaux relevant de cette dimension de la justice environnementale s'intéressent à la proximité géographique entre ressources ou nuisances environnementales et groupes vulnérables dans le but de déterminer « si certaines populations sont plus exposées aux nuisances de l'environnement ou encore si leur accessibilité aux éléments bénéfiques de l'environnement est plus limitée ». Ainsi, depuis la première génération, on assiste à une diversification des objets environnementaux étudiés. Au niveau des éléments de nuisances, la littérature en justice environnementale ne se limite plus aux dépotoirs, aux sites d'enfouissement de matières dangereuses et aux centrales nucléaires, mais elle s'intéresse également à la concentration et à l'exposition aux polluants atmosphériques et au bruit (généré par plusieurs sources : transport routier, ferroviaire et aérien) (Lam et Chan 2008 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016b ; Nega et al. 2013 ; Chakraborty 2009 ; Rowangould 2013 ; Maantay

2007 ; Brainard et al. 2002 ; Grineski, Collins et Chakraborty 2013 ; Tian, Xue et Barzyk 2013 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016a ; Carrier et al. 2014).

Dans la littérature, le domaine des transports a été abordé sous l'angle de l'équité environnementale de différentes façons. L'une d'elles, décrite par Schweitzer et Valenzuela (2004), consiste à effectuer l'analyse distributionnelle des risques provenant du fonctionnement du transport routier de manière à déterminer : « who gets what, when, and, to some degree, how » et dans la volonté de connaître les groupes les plus exposés aux externalités négatives (Feitelson 2002). D'ailleurs, plusieurs études en justice environnementale ont montré que les groupes vulnérables socio-économiquement ont souvent plus de risques d'être exposés à ces polluants et d'éprouver des problèmes de santé.

Toujours au niveau des éléments de nuisances, les études en justice environnementale se sont aussi intéressées aux risques d'inondations (Grineski et al. 2015 ; Montgomery et Chakraborty 2015). Outre les éléments de risques, les études en justice environnementale s'intéressent aussi aux éléments bénéfiques de l'environnement tels que les parcs (Boone et al. 2009 ; Astell-Burt et al. 2014), la végétation (Pham et al. 2013 ; Landry et Chakraborty 2009 ; Pedlowski et al. 2002 ; Apparicio, Pham, et al. 2016 ; Pham et al. 2012), l'offre alimentaire (Apparicio, Cloutier et Shearmur 2007 ; Páez et al. 2010) et l'accessibilité au réseau cyclable (Houde, Apparicio et Séguin 2018).

1.2.4. Interrelation entre les dimensions de la justice environnementale

Une fois les trois dimensions de la justice environnementale présentées, il convient maintenant de revenir sur les relations entre celles-ci. Schlosberg (2007) explique que les deux premières dimensions (soit la justice de la reconnaissance et la justice procédurale) sont fondamentales pour comprendre la distribution des inégalités et les dommages infligés aux populations étant exposées aux nuisances (Fraser 1997 ; Young 1990). Par conséquent, la non-reconnaissance de certains groupes mène généralement à l'absence de participation de ces groupes dans les processus de définition des lois, ce qui peut éventuellement produire des injustices distributionnelles (Walker 2009). L'interrelation de ces trois dimensions est donc très importante puisqu'elle suggère qu'il est difficile de combattre une forme d'injustice sans s'attaquer aux autres (Holifield, Chakraborty et Walker 2018, 103).

1.3. Protection contre les nuisances et justice environnementale

Nous avons déjà mentionné que l'intérêt principal des études en justice environnementale demeure la distribution des risques et nuisances (et, plus récemment, des bénéfiques et des ressources urbaines). Toutefois, les iniquités distributionnelles ne s'observent pas seulement à ce niveau. Elles peuvent également s'observer au niveau de la protection contre les nuisances, soit les mesures de mitigation visant à réduire les effets néfastes des nuisances sur la santé des populations (Bullard 1994).

Du côté des écrits activistes, quelques auteurs et militants du mouvement de la justice environnementale (Bullard 1994 ; Lazarus 1992) affirmaient déjà pendant la décennie de 1990 que les lois et règlements sur la protection contre les nuisances environnementales ne permettent pas de contrer – mais renforcent plutôt – la stratification sociale et institutionnalisent une inégale protection contre les nuisances pour certains groupes. À cet effet, certains auteurs (Shepard et Sonn 1997 ; Lee 1997) ont dénoncé quelques cas particuliers d'iniquité environnementale dans l'ouvrage *Unequal Protection : Environmental Justice and Communities of Color* de Robert D. Bullard (1994). D'abord, Shepard et Sonn (1997) abordent le cas de Washington DC aux États-Unis, où un traitement différencié a été accordé aux deux rivières gravement polluées qui traversent la ville. Selon les auteurs (47), « la rivière Potomac, qui traverse un quartier aisé et à prédominance de personnes blanches, a bénéficié de plus de 1 milliard de dollars en fonds de restauration » pour la décontamination de cette rivière. En revanche, moins de 1% de cette somme a été consacré à la restauration de la rivière Anacostia à proximité de laquelle habitait une majorité d'Afro-Américains.

Ensuite, Lee (1997) évoque le cas du prolongement de quatre kilomètres et demi de l'autoroute *Long Beach Freeway* dans l'Est de Los Angeles traversant El Sereno, un quartier majoritairement peuplé de communautés hispaniques, puis les villes de Pasadena et South Pasadena dont la population est majoritairement blanche. Pour ce projet, l'auteur explique que les agences étatiques concernées ont procédé à une distribution discriminatoire des mesures d'atténuation en acceptant que le tronçon d'autoroute passant dans Pasadena et 80% de celui passant dans South Pasadena soit aménagé en souterrain – permettant ainsi de diminuer les nuisances atmosphériques, sonores et visuelles créées par l'autoroute – alors que la majeure partie du tronçon passant dans El Sereno soit au niveau du sol. De plus, Lee (1997) ajoute que l'emprise de ce prolongement d'autoroute passe à proximité de trois écoles primaires situées dans les deux villes et le quartier évoqués plus haut. Ainsi, l'aménagement du prolongement en

souterrain dans Pasadena et South Pasadena permet notamment de réduire les nuisances pour les enfants des écoles primaires de ces deux villes, mais pas pour les enfants de l'école primaire d'El Sereno. Ainsi, ces deux cas, dénoncés par des auteurs activistes, représentent des situations d'injustice au niveau de la distribution des mesures de mitigation.

1.3.1. Protection contre les nuisances : une dimension récente dans la littérature scientifique

Au niveau de la littérature scientifique, les premières études en justice environnementale portant sur la protection contre les nuisances ont principalement été effectuées aux États-Unis pendant la décennie 1990, soit quelques années après l'adoption de plusieurs règlements de contrôle de nuisances environnementales tels que *the Clean Air Act (CAA)* (1970), *the Clean Water Act (CWA)* (1972) ou encore *the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)* (1976). La littérature scientifique portant sur cette dimension de la justice environnementale demeure, encore aujourd'hui, très peu développée et le nombre d'études s'y intéressant reste plutôt restreint (Konisky 2009, 2016). En effet, en 2004, dans leur article *Environmental Injustice and Transportation : The Claims and the Evidence*, Schweitzer et Valenzuela identifiaient seulement trois auteurs ayant écrit sur les niveaux de mesures de mitigation différenciés que reçoivent les personnes à faible revenu et les groupes ethniques par rapport au reste de la population. Quelques années plus tard, en 2009, dans son article *Inequities in Enforcement? Environmental Justice and Government Performance*, Konisky en citait à son tour seulement une dizaine. D'ailleurs, encore en 2016, dans *Environmental Justice Delayed: Failed Promises, Hope for the Future*, Konisky parle des études s'intéressant aux disparités dans l'application de politiques environnementales comme une « direction récente » de la justice environnementale.

La première étude ayant investigué des questions de protection contre les nuisances est celle de Lavelle et Coyle (1992) intitulée *The Racial Divide in Environmental Law: Unequal Protection*. Cette étude nationale réalisée aux États-Unis, s'est intéressée au *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)* – aussi appelé *Superfund*. Le CERCLA est un décret fédéral adopté en 1980 fournissant un fonds pour nettoyer ou faire nettoyer les sites de déchets dangereux non contrôlés ou abandonnés, ainsi que ceux résultant d'accidents de déversements et autres rejets d'urgence de polluants et de contaminants dans l'environnement. L'étude a démontré que lors de la décontamination des sites de déchets toxiques, ceux à proximité desquels on trouvait des proportions importantes de minorités

ethniques et de personnes à faible revenu faisaient l'objet d'un traitement différencié. Trois principaux constats sont faits par Lavelle et Coyle (1992). Premièrement, ces sites prenaient plus de temps à être placés sur la liste prioritaire de décontamination et donc à être décontaminés. Deuxièmement, les méthodes de décontamination étaient souvent moins efficaces. Troisièmement, les pénalités données aux propriétaires de ces sites contaminés pour non-respect des lois de protection environnementale étaient moins élevées que pour les sites de déchets contaminés situés à proximité de communautés majoritairement blanches (Bullard 1994 ; Kuehn 1994). Aux États-Unis, cette première étude, largement citée, mais aussi très critiquée, a ouvert la voie à la production d'autres études subséquentes portant sur l'application des règlements de contrôle de divers types de pollution évoqués précédemment soit *the CAA*, *the CWA* et *the RCRA*. De plus, les trois constats mis en évidence dans cette étude resteront les principales dimensions étudiées au niveau de la protection contre les nuisances c'est-à-dire les sites choisis pour décontamination; les délais de décontamination ainsi que les montants des pénalités accordés aux entreprises non conformes.

1.3.1.1. *Disparités au niveau des sites choisis et des délais pour décontamination*

Quelques études se sont notamment intéressées à la distribution des sites inscrits sur les listes prioritaires de décontamination de différents programmes de contrôle de nuisances. Elles se sont aussi intéressées aux délais de réhabilitation de différents sites (Anderton, Oakes et Egan 1997a ; Atlas 2001 ; Hird 1993 ; Konisky 2009 ; Lynch, Stretesky et Burns 2004 ; Ringquist 1998). Ces études ont permis d'offrir un second regard sur les constats avancés par Lavelle et Coyle (1992) puisque ceux-ci ont largement été critiqués pour leurs choix méthodologiques. En effet, dans une revue systématique majeure évaluant la qualité scientifique de nombreuses recherches effectuées en justice environnementale, Bowen (2002) a dénoncé la faible qualité de cette recherche. Les techniques statistiques ont été jugées inappropriées notamment parce que les auteurs, Lavelle et Coyle (1992), se seraient appuyés sur des données agrégées et des unités géographiques trop grandes, soit les codes ZIP, pour évaluer avec précision la proximité entre groupe populationnel et nuisance.

Parmi les études subséquentes, l'étude nationale de Hird (1993) réalisée aux États-Unis s'est intéressée à la distribution des sites de déchets à décontaminer inscrits sur la liste prioritaire nationale (*National Priorities List (NPL)*) du programme de la *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)* (ou *Superfund*) ainsi qu'aux délais de

décontamination en lien avec la composition socio-économique des populations habitant à proximité. L'unité d'analyse retenue pour cette étude est celle du comté. Les résultats ont indiqué qu'il existe une forte relation entre un plus grand nombre de sites inscrit sur la *NPL* d'un comté et de plus faibles proportions de personnes à faible revenu, de personnes sans emploi, de personnes issues des minorités ethniques et, inversement, une plus forte valeur médiane du parc immobilier. Cela dit, les résultats révèlent l'absence d'iniquité quant aux délais de décontamination. En effet, les sites de la *NPL* se trouvant dans des comtés ayant de plus fortes proportions de personnes à faible revenu et de personnes issues des minorités ethniques ne seraient pas décontaminés à des rythmes différents des autres.

Ensuite, Anderton, Oakes et Egan (1997a) ont réalisé une étude nationale aux États-Unis portant, dans un premier temps, sur la localisation des sites de déchets toxiques et, dans un deuxième temps, sur ceux inscrits sur la liste prioritaire nationale (*National Priorities List (NPL)*) du programme de la *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Information System (CERCLIS)* pour décontamination. Cette étude a été effectuée au niveau des secteurs de recensement, soit un découpage géographique plus précis que celui utilisé par Hird (1993). Selon les résultats de leurs analyses, les auteurs soutiennent que les sites de déchets toxiques ne sont pas disproportionnellement localisés dans des secteurs de recensement ayant de fortes proportions de personnes à faible revenu ou appartenant aux minorités ethniques. En ce qui concerne les sites inscrits sur la liste prioritaire de décontamination, les auteurs dénotent toutefois une situation d'iniquité. En effet, les secteurs de recensement ayant de plus fortes proportions d'Afro-Américains et de ménages à faible revenu sont moins susceptibles d'être inscrits sur la liste prioritaire. Par exemple, une augmentation de 12% des résidents afro-américains réduit d'environ 8% la probabilité que le site soit inscrit sur la *NPL*. À son tour, une augmentation de 15% des ménages à faible revenu réduit la probabilité de 25%. En somme, bien que les auteurs n'aient pas trouvé d'iniquité quant à la localisation des sites, il existe tout de même une iniquité au niveau des sites choisis pour être décontaminés en priorité. Par conséquent, les résultats obtenus par Anderton, Oakes et Egan (1997a) sont plutôt cohérents par rapport à ceux trouvés par Hird (1993) en dépit du fait qu'ils aient étudié des programmes différents.

Plus récemment, l'étude de Konisky (2009) s'est aussi intéressée à la distribution de mesures de mitigation mises en place dans le cadre de trois programmes fédéraux (*the Clean Air Act (CAA)*, *the Clean Water Act (CWA)*, and *the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)*) aux États-Unis pour la période de 1985 à 2000. Cette étude effectuée au niveau des comtés montre que moins de mesures de mitigation sont réalisées dans les comtés avec de plus

hauts taux de pauvreté pour les trois programmes. Toutefois, une telle relation n'a pas été démontrée pour les minorités ethniques au niveau des comtés. En somme, les études de Hird (1993), Anderton, Oakes et Egan (1997a) et de Konisky (2009) ont montré qu'il existe des situations d'iniquité dans la protection contre les nuisances puisque les sites choisis pour être décontaminés dans plusieurs programmes fédéraux varient selon la composition socio-économique de la population habitant à proximité.

1.3.1.2. *Disparités au niveau des montants des pénalités*

D'autres études effectuées dans le domaine de la protection contre les nuisances se sont intéressées à l'aspect des iniquités au niveau des montants des pénalités attribuées aux entreprises ne respectant pas la réglementation. Dans ce type d'étude, les choix méthodologiques sont au centre de la discussion des résultats. À cet effet, tel qu'évoqué précédemment, l'étude de Lavelle et Coyle (1992) a largement été critiquée pour ses choix méthodologiques et certains auteurs ont mis en doute la qualité méthodologique de leur recherche après avoir trouvé des résultats différents. C'est notamment le cas de Ringquist (1998) et Atlas (2001) ayant montré qu'il y a absence de situation d'iniquité envers les personnes à faible revenu et les personnes issues des minorités visibles. Ainsi, ces auteurs ont formulé plusieurs critiques à l'endroit de Lavelle et Coyle (1992) notamment au niveau de la période de temps choisie et de l'absence de pondération appliquée aux différents types de pénalités.

L'étude de Lynch, Stretesky et Burns (2004) apporte un regard plus nuancé sur les iniquités au niveau des montants des pénalités. Cette étude tente de déterminer si les pénalités monétaires attribuées aux raffineries de pétrole pour violation de trois lois (*the Clean Air Act, the Clean Water Act, the Resource Conservation and Recovery Act*) diffèrent selon l'origine ethnique et le niveau de revenu des communautés habitant à proximité. Les auteurs ont tenu compte des critiques émises à l'endroit de Lavelle et Coyle (1992) afin de s'assurer de la précision de leurs diagnostics. Outre, la plus grande précision méthodologique des analyses statistiques, l'intérêt de cette recherche tient du fait que les analyses ont été effectuées pour deux découpages géographiques de tailles différentes soient les secteurs de recensement et les codes ZIP. Leurs résultats ont révélé qu'au niveau des secteurs de recensement, les pénalités sont plus élevées pour les raffineries de pétrole à proximité desquelles la population est majoritairement composée d'Afro-Américains, d'Hispaniques et de personnes à faible revenu, soit une situation avantageuse pour les groupes vulnérables tels que l'avait démontré Atlas (2001). Inversement, au niveau des

codes ZIP, les pénalités sont plus élevées pour les raffineries de pétrole à proximité desquelles la population est majoritairement composée de Blancs et de personnes ayant des hauts revenus soit, une situation désavantageuse pour les groupes vulnérables tels que l'avait démontré Lavelle et Coyle (1992). Ainsi, les résultats contradictoires des études de Lavelle et Coyle (1992) et d'Atlas (2001) dépendent essentiellement de l'unité géographique choisie. En effet, selon Lynch, Stretesky et Burns (2004) le choix des codes ZIP peut générer des erreurs d'agrégation considérant leur plus grande taille. En revanche, ils ajoutent qu'un découpage plus fin comme celui des secteurs de recensement ne permet pas nécessairement de traduire fidèlement les dynamiques sociales puisque celles-ci dépassent largement les limites des secteurs de recensement. En ce sens, cette étude illustre très bien l'importance des choix méthodologiques concernant l'échelle d'analyse – que nous aborderons de manière plus détaillée dans le chapitre suivant.

En dépit de la pertinence de ces quelques études traitant de la protection contre les nuisances, ce domaine de recherche demeure encore peu exploré et nécessite donc la réalisation d'autres études afin d'en approfondir les connaissances (Konisky 2009, 2015). D'autant plus que selon la littérature évoquée précédemment, il semblerait que les études portant sur la protection contre les nuisances s'intéressent essentiellement aux sites de déchets toxiques. En effet, à notre connaissance, il semble qu'aucune étude ne porte sur des programmes de protection à d'autres types de nuisances tels que la pollution atmosphérique ou encore le bruit.

1.3.2. Disparités, processus de création et explications potentielles

Plusieurs auteurs, dans le domaine de la justice environnementale, ont tenté de comprendre et d'expliquer les disparités spatiales. En d'autres mots, ils ont tenté de répondre à la question : pourquoi certains groupes populationnels se retrouvent-ils davantage exposés aux nuisances ou encore moins protégés par la présence de mesures de mitigation? Outre la discrimination intentionnelle, deux principales explications sont couramment évoquées et étudiées dans la littérature; d'abord la « transition ou d'évolution de quartier », puis les capacités politiques des individus.

La première explication, la transition de quartier, fait principalement référence à la dynamique du marché de l'habitation. L'idée générale veut que la valeur des propriétés situées à proximité d'une nuisance (dépotier, site d'enfouissement, autoroutes, etc.) ait tendance à décroître avec le temps dû aux risques environnementaux que crée la présence de la nuisance,

suite à son installation (Banzhaf et McCormick 2012 ; Konisky 2015). Ceci étant, les populations mieux nanties pourront plus facilement déménager vers d'autres quartiers où l'environnement est de meilleure qualité alors que les populations les plus défavorisées n'auront pas nécessairement les moyens de quitter le quartier (Banzhaf et Walsh 2008). D'autant plus que la baisse des valeurs foncières est susceptible d'attirer davantage de populations défavorisées (Konisky 2015). La présence d'une nuisance entraînerait ainsi une dégradation du quartier. Cela dit, la situation inverse est également possible, c'est-à-dire que la transition peut être positive et créer une amélioration de la qualité de l'environnement du quartier. En effet, lorsque des mesures de mitigation sont mises en place pour atténuer l'effet négatif d'une nuisance (décontamination de sites de déchets toxiques, etc.), cela entraîne généralement une augmentation des valeurs foncières et des prix des logements. Par contre, cette revitalisation limite la possibilité d'habiter le quartier pour les populations moins nanties et locataires puisque cela pourrait entraîner une hausse des loyers (Banzhaf et McCormick 2012). Ces populations défavorisées (personnes à faible revenu) et minorités ethniques (Afro-Américains et Hispaniques) disposant souvent de moyens financiers moindres, auront donc tendance à quitter le quartier après sa revitalisation (Anguelovski 2016 ; Bryson 2013 ; Essoka 2010 ; Marcuse 1986 cité dans Holifield, Chakraborty et Walker 2018).

En outre, dans la littérature, les iniquités environnementales sont aussi souvent expliquées par les capacités politiques des populations affectées par la présence de nuisances ou par l'absence de mesures de mitigation. En effet, certains chercheurs s'intéressent aux capacités politiques puisque les populations ayant « moins de connaissances et de ressources pour surmonter des problèmes d'action collective » ont souvent moins les capacités de s'organiser et de mobiliser une forte opposition face aux autorités pour empêcher l'arrivée de nuisances dans le quartier ou pour demander la mise en place de mesures de mitigation (Konisky 2015). D'ailleurs, les minorités ethniques et les personnes à faible revenu auraient tendance à disposer de moins de ressources politiques ainsi qu'à moins participer aux processus politiques selon l'étude de Rosenstone et Hansen (1993) effectuée aux États-Unis. De plus, l'étude de Hird et Reese (1998) a trouvé que disposer d'une plus grande capacité de mobilisation augmente de manière significative le fait d'être exposé à de plus faibles niveaux de polluants au lieu de résidence en raison de ces ressources. Il en va de même au niveau des mesures de mitigation mises en place puisque selon l'étude de Shadbegian et Gray (2012), des niveaux plus élevés d'actions réglementaires sont menés dans les communautés plus actives politiquement (Konisky 2015). Inversement, Konisky et Reenock (2013) ont remarqué que la réglementation est appliquée de

manière moins agressive dans les communautés fortement composées de minorités ethniques et de personnes à faible revenu (Konisky 2015).

Toutefois, plusieurs critiques ont été émises à l'endroit des études cherchant à expliquer les iniquités environnementales par les ressources et capacités politiques. Depuis quelques décennies, de nombreux cadres théoriques ont été développés pour mieux comprendre la relation existant entre la possession de connaissances environnementales et la sensibilisation à l'environnement, et le fait d'avoir un comportement « pro-environnemental » (Kollmuss et Agyeman 2002). D'ailleurs, ces recherches ont montré que, dans la plupart des cas, le fait de disposer de connaissances et d'être sensibilisé à l'égard de l'environnement ne conduit pas nécessairement à l'adoption d'un comportement pro-environnemental soit, poser des actions concrètes favorables à l'environnement. Ainsi, répondre à la question : « quels sont les obstacles à un comportement pro-environnemental? » dépasse largement le fait d'avoir des connaissances et d'être sensibilisé à la cause environnementale (Kollmuss et Agyeman 2002). En effet, les barrières à un comportement pro-environnemental peuvent se situer à différents niveaux notamment au niveau de l'individualité (par exemple, un manque d'intérêt), au niveau pratique (par exemple, un manque de temps, d'argent ou d'informations) ou au niveau de la responsabilité (par exemple, le fait de ne pas être propriétaire) (Blake 1999). En ce sens, le taux de propriétaires constitue une variable largement utilisée afin d'étudier l'implication politique puisque les propriétaires sont susceptibles de voir la valeur de leur propriété croître si des mesures de mitigation sont mises en place (ou décroître en l'absence de ces mesures) (Rosenstone et Hansen 1993). Ceci peut constituer un fort incitatif à la mobilisation politique, pour ce groupe. À l'inverse, les locataires n'ont pas cet incitatif d'autant plus qu'ils sont généralement plus mobiles et ont davantage tendance à déménager lorsque la situation ne leur convient plus (ce que l'on appelle aussi voter avec ses pieds) (Rosenstone et Hansen 1993).

En somme, ces deux principales voies explicatives : la « transition ou d'évolution de quartier » et les capacités politiques des individus ne sont pas nécessairement exclusives. Ainsi, il est possible qu'en pratique, elles aient toutes deux une influence plus ou moins grande sur le « pourquoi » des iniquités environnementales.

1.4. Le bruit routier, nuisance environnementale

Tel qu'évoqué précédemment, les études en justice environnementale se sont largement diversifiées avec le temps, s'intéressant maintenant à d'autres formes de nuisances (ou de

ressources urbaines) ainsi qu'à d'autres groupes de populations vulnérables. Par exemple, la pollution atmosphérique et le bruit routier sont des nuisances d'intérêt récent dans la littérature en justice environnementale. L'attention grandissante que l'on porte au bruit routier tient du fait que l'on reconnaît de plus en plus que le climat sonore représente une importante composante de la qualité de vie (MTQ 1992). D'ailleurs, selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) (2011), le bruit routier constitue la deuxième nuisance la plus néfaste pour la santé et le bien-être après la pollution atmosphérique ainsi que la source de bruit la plus répandue en milieu urbain (Lercher 2019). À cet effet, l'*European Environment Agency* estime que plus de 30% de la population de l'Union européenne est exposée à des niveaux de bruit routier excédant 55 dB(A) durant la journée ($L_{eq, 24 \text{ heures}}$ ou L_{den}) (EEA 2003). Au Canada, l'enquête nationale de Michaud, Keith et McMurchy (2008) a montré que les répondants habitant le plus près des axes majeurs de circulation sont les plus susceptibles de ressentir les effets négatifs du bruit sur leur santé.

1.4.1. Mesure du bruit et perception par l'oreille humaine

Le son est une onde soit une vibration créée par une variation rapide de pression dans l'air. Cette pression acoustique se mesure en décibels (dB) et permet d'exprimer le niveau d'intensité d'un son en logarithme décimal du rapport d'une puissance sonore à une autre (FHWA 2018 ; Girard 1996). Un son est toutefois composé de différentes fréquences et l'oreille humaine ne peut percevoir que les sons compris entre certaines fréquences. Par conséquent, nous appliquons une pondération A (dB(A)) permettant de filtrer seulement les fréquences auxquelles l'oreille humaine répond lors de la mesure des niveaux de bruit sur les autoroutes. Cette unité permet donc de mesurer le niveau sonore en utilisant un dispositif qui accentue les constituants de fréquence moyenne, imitant ainsi la réaction de l'oreille humaine (FHWA 2018 ; Girard 1996). De plus, l'intensité du bruit fluctue avec le temps. Ainsi, il est aussi possible d'indiquer la période sur laquelle l'estimation du niveau moyen de bruit routier est mesurée. Par exemple on écrit dB(A) $L_{eq, 24 \text{ heures}}$ ou L_{den} lorsque les estimations sont produites sur une journée complète soit, 24 heures.

Un bruit, quant à lui, est un son non désiré provenant notamment du trafic routier affectant le sommeil, le travail et la communication (Michaud, Keith et McMurchy 2008 ; WHO 2011, 2018). Selon l'échelle de Corrales et al. (2000), les effets du bruit sur la santé peuvent être ressentis dès un niveau sonore de 55 dB(A). Ce seuil correspond à des nuisances et désagréments légers. Ces effets néfastes s'intensifient de manière importante à un niveau de 65 dB(A). Celui-ci induit notamment des interférences dans la communication. En outre, le Ministère des Transports (MTQ)

considère qu'un niveau sonore entre 55 et 60 dB(A) correspond à une source de gêne faible, un niveau sonore entre 60 et 64 à une source de gêne moyenne puis, un niveau sonore de 65 dB(A) et plus à une source de gêne forte. Ceci dit, comme les décibels constituent une unité logarithmique, les niveaux sonores ne peuvent donc pas être additionnés de manière arithmétique. Il en va de même pour les relations existant au niveau de la perception et de la propagation du bruit. Par exemple, pour l'oreille humaine, une réduction de seulement 3 dB(A) est à peine perceptible alors « qu'un bruit dont l'intensité est réduite de 10 dB(A) est perçu comme étant deux fois moins fort » (FHWA 2018 ; MTQ 1998).

1.4.2. Modalités de propagation du bruit routier

Plusieurs paramètres peuvent influencer le niveau de bruit de la circulation routière à commencer par les caractéristiques mêmes du trafic routier. Selon la *Federal Highway Administration of United States* (FHWA) le niveau de bruit routier dépend principalement de trois caractéristiques : le volume de la circulation, la vitesse de la circulation, le nombre de camions dans le flux de la circulation (FHWA 2018). Généralement, lorsque ces trois caractéristiques augmentent, l'intensité du bruit produit par la circulation routière augmente également. En outre, le bruit qu'émet une voiture est relativement près du sol – au plus, d'une hauteur de 2,5 mètres – puisqu'il est essentiellement produit par le roulement des pneus sur la chaussée, l'échappement et le fonctionnement du moteur (FHWA 2018 ; MTQ 2012). Au-delà des caractéristiques liées à la circulation, le niveau de bruit dépend ensuite de la géométrie routière (topographie, revêtement de la chaussée, caractéristiques d'absorption du sol, configuration du tronçon, etc.) ainsi que des conditions météorologiques (vent, pluie, température, etc.). En effet, comme le bruit routier est essentiellement produit au niveau du sol, un revêtement de chaussée réfléchissant le bruit et l'accumulation d'eau de pluie au sol sont des éléments qui peuvent augmenter de manière importante le niveau de bruit et la propagation de celui-ci. Finalement, l'aspect du cadre bâti près de l'axe routier (distance, terrain, bâtiments, végétation, écrans antibruit et obstacles naturels ou artificiels, etc.) et la distance du récepteur par rapport à la source de bruit ont aussi une influence sur le niveau de bruit ressenti. La dispersion du bruit dans l'environnement suit la même tendance qu'une fonction inverse, c'est-à-dire que plus on s'éloigne de la source génératrice de bruit plus l'effet s'amenuise. Dans un contexte d'absence totale d'obstacles au bruit routier, cette nuisance peut être mesurée jusqu'à 300 mètres de sa source selon l'étude d'Hokanson et al. (1981). Ainsi, les impacts provenant du bruit de l'autoroute sont rarement ressentis au-delà de cette distance.

Selon la *Federal Highway Administration of United States* (FHWA) « le bruit de la circulation n'est généralement pas un problème grave pour les personnes qui vivent à plus de 150 mètres qu'une autoroute très fréquentée ou à plus de 30 à 60 mètres d'une route peu fréquentée » (FHWA 2018).

1.4.3. Bruit routier et études en santé publique

Étant l'objet de préoccupations croissantes, le bruit routier a donné lieu à la réalisation de plusieurs études en santé. Selon plusieurs d'entre elles, être exposé au bruit de manière prolongée peut notamment causer des problèmes de santé physique et mentale. En effet, Spreng (2000b) explique que le système auditif permettant la transmission des signaux sonores est constamment actif, et ce, même pendant le sommeil. Ainsi, être exposé au bruit provenant de la circulation routière stimule le système auditif, nerveux central et endocrinien en permanence, ce qui produit la sécrétion d'hormones de stress, et ce, de manière plus importante pendant le sommeil (Spreng 2000a). Cette réaction est liée à la capacité d'un organisme de réagir à un stimulus potentiellement dangereux provenant de l'environnement. Lorsque cette réaction est sans cesse activée, elle peut perturber la balance homéostatique du corps et provoquer l'accélération de la fonction cardiaque (Sabbah et al. 2008). Les problèmes de santé causés par une exposition prolongée au bruit routier sont notamment d'ordre cardio-vasculaire (van Kempen et al. 2018). Parmi ceux-ci, on compte notamment des problèmes d'hypertension (Bluhm et al. 2007), des cas d'infarctus de myocarde, des insuffisances cardiaques, mais surtout des accidents vasculaires cérébraux (AVC) (Babisch 2006 ; van Kempen et al. 2018) et finalement, des perturbations du sommeil (Öhrström et Skanberg 2004). De plus, une exposition prolongée au bruit routier peut aussi augmenter les risques de dépression, d'agitation, de stress et d'anxiété (Passchier-Vermeer et Passchier 2000).

Par ailleurs, certains groupes populationnels seraient davantage vulnérables physiologiquement au bruit. C'est notamment le cas des enfants et des personnes âgées. En ce qui concerne les enfants, comme leur système nerveux et leurs organes ne sont pas complètement développés, une exposition prolongée au bruit affecte principalement les tâches cognitives au niveau du langage et du traitement d'informations (Bolte, Tamburlini et Kohlhuber 2009 ; Clark et al. 2012). Par exemple, un retard du langage, des problèmes de concentration, un retard d'apprentissage de la lecture et de l'hyperactivité constituent quelques-uns des problèmes pouvant être observés (Evans et Maxwell 1997 ; Söderlund, Sikström et Smart 2007). De plus, la sensibilité physiologique au bruit pendant le sommeil varie en fonction de l'âge (Muzet 2007).

Ainsi, le bruit nocturne affecte davantage la santé cardiovasculaire des enfants et des personnes âgées. Chez les aînés, le nombre de réveils spontanés pendant le sommeil est beaucoup plus élevé. Ils sont donc plus susceptibles d'entendre le bruit lorsqu'ils se réveillent, ce qui tend généralement à prolonger la période de retour au sommeil. Aussi, les personnes âgées ont tendance à être plus sensibles aux caractéristiques de leur environnement immédiat en raison de leur mobilité plus restreinte. En effet, comme leurs fonctions vitales déclinent en vieillissant et que leurs capacités à se déplacer s'amenuisent (Day 2010 ; OMS 2007), les personnes âgées sont plus confinées à leur espace résidentiel (Day 2010 ; Day et Wager 2010 ; Phillips et al. 2005). Ainsi, lorsqu'elles résident dans des espaces où les niveaux de bruit sont élevés, elles y sont plus longuement exposées quotidiennement.

1.4.4. Bruit routier et études en justice environnementale

Malgré les multiples effets néfastes du bruit routier sur la santé affectant certains groupes populationnels plus sévèrement, les études en justice environnementale s'intéressent depuis peu à cette nuisance. Lorsqu'elles s'y intéressent, l'objectif auquel tentent de répondre ces études est de savoir si certains groupes vulnérables socio-économiquement (les personnes à faible revenu et les minorités visibles) ou physiologiquement (les enfants et les personnes âgées) sont plus susceptibles d'habiter dans des zones de forte concentration de bruit. Il existe deux principales approches en équité environnementale afin d'identifier les zones de concentration de bruit routier (ou zones de gêne sonore) soit les cartes de bruit (aussi appelées *continuous surface* en anglais) puis les zones tampons (ou *buffer zones* en anglais) (Maantay et Maroko 2018).

1.4.4.1. Approche par carte de bruit

La première approche consiste à créer des cartes du bruit routier pour une surface continue soit pour l'ensemble d'un territoire donné. Ces cartes de bruit sont principalement générées selon deux méthodes soit par modélisation mathématique (Brainard et al. 2004 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016b, 2016a ; Havard et al. 2011 ; Lam et Chan 2008 ; Nega et al. 2013), soit par *land-use regression* (Cai et al. 2018 ; Dale et al. 2015 ; Goudreau et al. 2014 ; Oiamo, Luginaah et Baxter 2015 ; Sieber et al. 2017). La première technique, la modélisation mathématique, se fait à partir d'un logiciel permettant d'estimer divers types de polluants – notamment sonores – en fonction des paramètres qui influencent leur propagation. Parmi ces

paramètres on retrouve notamment la période de la journée, la saison, la température, la typologie des routes, les débits de circulation, etc. Quant à elle, la *land-use regression*, consiste à mesurer les niveaux de bruit à différents endroits sur un territoire donné puis à développer une équation permettant de prédire les niveaux de bruit mesurés en fonction de prédicteurs géoréférencés soit les caractéristiques de l'environnement immédiat de chacun de ces endroits d'échantillonnage. Ensuite, l'équation peut être appliquée aux zones où les niveaux de bruit n'ont pas été mesurés selon les caractéristiques de l'environnement afin de générer des cartes de bruit (Goudreau et al. 2014).

En utilisant les méthodes de cette approche pour produire des cartes de bruit, plusieurs auteurs ont montré qu'il existe une relation positive entre le bruit routier et les proportions de personnes à faible revenu et de minorités ethniques, notamment à Birmingham en Angleterre (Brainard et al. 2004), à Montréal au Canada (Carrier, Apparicio et Séguin 2016a, 2016b ; Dale et al. 2015), à Hong Kong en Chine (Lam et Chan 2008) et à Minneapolis–Saint Paul aux États-Unis (Nega et al. 2013). En effet, l'étude de Brainard et al. (2004), portant sur plusieurs sources de bruit (aérienne, routière et ferroviaire), a trouvé une faible association entre le fait d'appartenir à un groupe ethnique (plus spécifiquement pour les individus de couleur noire) et le fait d'être exposé à de plus forts niveaux de bruit. Une relation a également été trouvée entre les personnes en situation de défavorisation et une plus forte exposition au bruit pendant la nuit. Cela dit, cette étude a également révélé une forte association entre le fait d'être en situation de défavorisation et d'appartenir à un groupe ethnique rendant ainsi plus difficile de distinguer ces deux facteurs explicatifs. Ensuite, les études de Carrier et al. (2016b, 2016a) portant sur le bruit routier, ont montré que les personnes à faible revenu et les minorités visibles habitent dans des secteurs caractérisés par de plus forts niveaux de bruit que le reste de la population au sein de la ville de Montréal. Dale et al. (2015) ont également trouvé des relations semblables pour quatre différents indicateurs de défavorisation au niveau de l'île de Montréal. Leurs résultats ont montré une forte association négative entre des niveaux de bruit plus élevés et le revenu médian, une association positive avec la proportion d'individus dépensant plus de 30% de leur revenu en logement, la proportion d'individus sous le seuil de faible revenu puis un indice de défavorisation sociale. De manière similaire, Lam et Chan (2008) ont trouvé une association négative entre le niveau de bruit, d'une part, et les niveaux d'éducation et de revenu mensuel, d'autre part. Ainsi, les individus avec un statut socio-économique plus bas sont davantage exposés à des niveaux de bruit routier élevés. De même, Nega et al. (2013) ont trouvé une association négative entre les niveaux de bruit et des indicateurs socio-économiques comme le revenu et la valeur médiane du logement puis une association positive avec la proportion de résidents non caucasiens.

À l'inverse, les études de Havard et al. (2011) à Paris, de Bocquier et al. (2012) à Marseille en France et de Kruize et al. (2007), aux Pays-Bas, n'ont mesuré aucune iniquité environnementale en fonction du niveau de revenu de la population. Ainsi, Havard et al. (2011) ont montré qu'un statut socio-économique plus élevé est associé à une exposition à des niveaux de bruit plus élevés. Autrement dit, une iniquité environnementale à l'égard des populations à statut socio-économique plus élevé. Ainsi, il est possible que pour certains individus mieux nantis, le bénéfice d'habiter à proximité du réseau autoroutier et par le fait même de profiter d'une bonne accessibilité à ce réseau surpasse les désagréments sonores qu'il cause (Tiebout 1956 cité dans Brainard et al. 2004). Quant aux deux groupes d'âge physiologiquement plus vulnérables au bruit (les enfants et les personnes âgées), les études s'y étant intéressées ont montré qu'ils ne sont pas en situation d'iniquité environnementale ni à Birmingham ni à Montréal (Brainard et al. 2004 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016b, 2016a).

1.4.4.2. *Approche par zones tampons ou « buffer » (proxy)*

La seconde approche, celle des zones tampons, est largement utilisée pour différents types de nuisances en raison de sa simplicité (Maantay et Maroko 2018). Elle consiste à déterminer une zone autour d'une nuisance représentant la zone affectée par différents types de polluants émis par la nuisance. Ainsi, la proximité à une nuisance est utilisée comme proxy puisque les zones adjacentes présentent habituellement les plus importantes concentrations de polluants. Par exemple, un périmètre déterminé le long d'une importante voie de circulation représente la zone où l'on risque de retrouver une forte concentration de polluants tels que le bruit ou encore des polluants atmosphériques tels que le NO₂, le PM_{2.5}, et le SO_x. D'ailleurs, selon plusieurs études, les niveaux sonores et de polluants atmosphériques sont habituellement plus élevés le long des axes routiers majeurs (Carrier 2015 ; Chakraborty 2006 ; Jacobson, Hengartner et Louis 2005 ; Maantay 2007). Il s'agit ensuite de vérifier si certains groupes de populations sont surreprésentés dans ces zones affectées par la présence de polluants.

La forme des zones tampons dépend largement du type de nuisances qu'elles circonscrivent. Une nuisance étant généralement ponctuelle (ex : dépotoirs, les sites d'enfouissement de matières dangereuses et les centrales nucléaires) ou linéaire (ex : voies de circulation majeures), les zones tampons sont donc principalement circulaires ou linéaires. En outre, il existe différents types de zones tampons, quelle que soit leur forme. Trois types de zones sont davantage pertinentes dans le cadre de cette recherche : 1) la zone tampon avec une

distance fixe; 2) la zone tampon de rayon multiple; 3) la zone tampon de rayon variable (Maantay et Maroko 2018).

Le premier type, la zone avec une distance fixe, consiste à déterminer une zone tampon en incluant tout le territoire situé à l'intérieur d'une distance fixe à partir de l'infrastructure émettrice d'un polluant. Cette distance fixe est généralement déterminée en fonction de la littérature et des modalités de propagation du polluant. Par exemple, pour le bruit routier, la distance retenue est souvent ± 300 mètres alors que pour la pollution atmosphérique on retient généralement une distance de ± 200 mètres (Brugge, Durant et Rioux 2007). Des études ayant employé cette méthode ont trouvé que les personnes à faible revenu ou issues de groupes ethniques minoritaires sont plus présentes à proximité du réseau autoroutier dans les zones susceptibles d'être affectées par différents types de polluants tels que le bruit et les polluants atmosphériques (Chakraborty, Schweitzer et Forkenbrock 1999 ; Jacobson, Hengartner et Louis 2005). En outre, l'étude de Chakraborty, Schweitzer et Forkenbrock (1999) s'est intéressée au bruit et à la pollution atmosphérique dans un rayon de 0,25 milles (ce qui équivaut à environ 408 mètres) le long d'un tronçon du *US Highway 63* passant dans le centre-ville de Waterloo aux États-Unis. De même, l'étude de Jacobson, Hengartner et Louis (2005) a employé une distance de 200 mètres le long du réseau autoroutier de la ville de New York aux États-Unis afin d'évaluer si certains groupes (personnes à faible revenu et minorités visibles) sont plus susceptibles d'habiter à l'intérieur de cette distance. De son côté, l'étude de Maantay (2007) s'est intéressée à la correspondance spatiale entre les cas d'asthme et la proximité à différentes nuisances ponctuelles et linéaires, dont le réseau autoroutier du Bronx à New York. La distance retenue par l'auteure pour le réseau autoroutier était de 150 mètres. Les résultats de cette étude ont montré que, dans cette zone tampon adjacente, les individus sont plus susceptibles d'être hospitalisés pour cause d'asthme, d'avoir un plus faible revenu ainsi que d'appartenir à un groupe ethnique minoritaire (Maantay 2007). La méthode par zone tampon comporte toutefois une importante limite : les résultats obtenus et la taille estimée des populations à l'intérieur de la zone tampon est largement dépendante de la taille de la zone tampon choisie (Chakraborty 2006 ; Waller, Louis et Carlin 1999). Ainsi, plusieurs auteurs ont critiqué le caractère arbitraire de cette méthode lié à l'utilisation d'une seule distance fixe. D'ailleurs, le deuxième type de zones tampons s'est largement développé en réponse à cette critique.

Le second type soit, la zone tampon multiple, très semblable à la première, consiste à déterminer plusieurs zones tampons situées à plusieurs distances à partir de l'infrastructure émettrice de nuisance. Selon l'étude de Zandbergen et Chakraborty (2006) plusieurs distances

peuvent traduire des résultats différents, voire même contradictoires. En effet, les auteurs se sont intéressés à l'exposition des enfants à différentes sources de polluants atmosphériques selon leur lieu de résidence et la localisation des écoles primaires dans le comté d'Orange aux États-Unis. Les résultats ont montré qu'à l'intérieur des zones tampons de 0,25, 2 et 4 milles les enfants sont davantage exposés aux polluants atmosphériques à l'école, alors qu'à l'intérieur des distances de 0,5 et 1 mille, ils sont davantage exposés aux mêmes polluants à leur lieu de résidence. Ainsi, l'utilisation de plusieurs distances permettrait de fournir un portrait plus complet et nuancé de la répartition des groupes à proximité des nuisances.

De plus, certaines études s'intéressent parfois à plusieurs types de polluants n'ayant pas nécessairement les mêmes modalités de propagation. C'est notamment le cas dans l'étude de Chakraborty et Zandbergen (2007) portant sur l'exposition des enfants issus de groupes ethniques à divers types de nuisances émettant des polluants atmosphériques (industries de déchets toxiques, système de récupération d'information aréométrique, voies de circulation majeures, etc.) dans le comté d'Orange aux États-Unis. Ayant effectué leurs analyses à partir de plusieurs distances (0,25, 0,50, 1, 2, 4 milles), les auteurs ont trouvé des iniquités spatiales basées sur l'origine ethnique pour toutes les distances et toutes les sources de polluants atmosphériques. Cela dit, ils ont tout de même noté quelques différences au niveau des distances et des nuisances émettrices de polluants. Par exemple, les iniquités sont plus importantes à de plus grandes distances (2 ou 4 milles) pour les industries de déchets toxiques alors que pour les voies de circulation majeures, les disparités sont plus grandes à de plus petites distances (0,5 ou 1 mille). De même, Tian, Xue et Barzyk (2013) et Rowangould (2013) s'intéressant aux polluants générés par la proximité au réseau autoroutier, ont choisi de retenir de plus petites distances (respectivement 300 m et 100 m) afin d'effectuer leurs analyses. En effet, tout comme Chakraborty et Zandbergen (2007), ils ont constaté que pour cette nuisance, les disparités de revenu et/ou ethniques sont plus importantes à de plus petites distances des voies majeures de circulation. Ensuite, l'étude de Nuvolone et al. (2011) s'est intéressée à l'état de santé des populations habitant à différentes distances (à l'intérieur de 100 m, 100-250 m et 250-800 m) d'une importante voie de circulation nommée Tosco-Romagnola traversant la municipalité de Pisa en Italie. Les résultats ont montré qu'habiter à moins de 100 m de l'axe de circulation majeur est associé à davantage de problèmes de respiration chronique. Cela dit, malgré la pertinence d'utiliser plusieurs distances tampons, Zandbergen et Chakraborty (2006) admettent qu'il est tout de même complexe de déterminer le nombre et le rayon des zones tampons.

Finalement, la dernière méthode, soit la zone tampon variable, permet de développer une zone dont la taille varie selon les caractéristiques de la nuisance (Maantay et Maroko 2018). Notre étude mobilise d'ailleurs cette méthode. Dans son étude portant sur les substances toxiques dans le comté de Hillsborough aux États-Unis, Chakraborty (2001) explique que la zone affectée par différentes substances peut varier selon le type de substances, leurs modalités de propagation ainsi que la quantité de cette substance se trouvant dans les différents lieux de traitement. Ainsi, il convient d'appliquer des zones tampons de tailles variables pour chacun des lieux de traitement des différentes substances. Pour ce faire, l'auteur développe un scénario catastrophe en cas de déversement de chaque type de substances toxiques selon la quantité présente dans chaque lieu de traitement puis il calcule la distance maximale pouvant être affectée par un déversement. Cela lui permet donc d'obtenir des zones tampons circulaires variant entre 84 mètres et presque 1 kilomètre. L'auteur a trouvé des iniquités basées sur le revenu et l'origine ethnique puisqu'il existe de fortes corrélations positives et significatives entre ces zones de déversements et la proportion de personnes sous le seuil de la pauvreté et de personnes non blanches.

Maantay et Maroko (2018) expliquent qu'il est aussi possible de créer des zones tampons linéaires variables. Par exemple, la zone affectée par les polluants sonores et atmosphériques émis par des axes routiers majeurs peut varier selon les caractéristiques des axes tels que les débits de circulation et les vitesses maximales autorisées. À cet effet, Rebolj et Sturm (1999) ont développé le programme EmiKat permettant de créer des zones tampons variables représentant la dispersion de différents types de polluants (ex : CO, CO₂, NO_x, SO₂, etc.) générés par le réseau routier en fonction de nombreux paramètres tels que les caractéristiques du trafic, les conditions météorologiques, la configuration des terrains à proximité, etc. Toutefois, selon nos recherches, très peu d'études semblent mobiliser ce type de zones tampons variables pour des nuisances linéaires. En fait, à notre connaissance, la seule étude l'ayant fait est celle produite en 1993 par le *Department of Environmental Protection* de l'État de New York aux États-Unis¹. Toutefois, dans cette étude, la zone tampon variable linéaire est plutôt employée afin de déterminer la taille des bassins versants des rivières Catskills et Delaware. Cette zone tampon étant ainsi celle où certaines activités nuisibles à la qualité de l'eau (par exemple l'application de pesticides pour l'agriculture ou sur des terrains de golf, l'installation de fosses septiques et les piles de stockage de sels de voirie) doivent être prohibées dans une optique de protection des bassins versants (September 1993, NYCDEP submitted "New York City's 1993 Long-Term

¹ Ces informations ont été obtenues par le biais d'échanges de courriels avec l'une des auteures, Mme Juliana Maantay, professeure de géographie environnementale urbaine à l'Université de New York puisque le document n'est pas disponible au Canada.

Watershed Protection and Filtration Avoidance Program” to the US EPA). En somme, la zone tampon variable semble être la méthode par zone tampon la plus précise puisqu'elle tient compte des modalités de propagation d'une nuisance. Toutefois, elle constitue également une méthode très peu mobilisée.

1.5. Protection et contrôle du bruit routier

Les techniques visant à contrôler le bruit routier se subdivisent principalement en deux catégories : d'abord, les techniques de nature physique telles que l'implantation d'écrans sonores ou l'insonorisation des bâtiments, puis les techniques juridiques et administratives comme la réglementation d'urbanisme ou les politiques de contrôle (Girard 1996).

1.5.1. Techniques d'aménagement et mesures de mitigation d'ordre physique

En réaction à la multiplication des connaissances sur les effets néfastes du bruit routier, plusieurs recherches et guides d'aménagement se sont intéressés aux mesures de protection permettant de réduire l'exposition au bruit routier (Bendtsen 2010 ; Girard 1996 ; Kotzen et English 2009 ; Peng, Bullen et Kean 2014 ; Singal 2005). Il existe différents types de mesures de protection physique face au bruit routier. Celles-ci se subdivisent en trois catégories : les mesures de protection situées 1) à la source, 2) le long de la voie de circulation puis 3) à la position du récepteur (Bendtsen 2010). D'abord, la réduction du bruit à la source s'obtient principalement par le biais de revêtements de la chaussée absorbant le bruit ou par des mesures d'apaisement de la circulation telles que la réduction des vitesses permises ou par l'installation de dos d'âne. Ensuite, la réduction du bruit le long de la voie de circulation peut notamment être obtenue par la mise en place de murs antibruit, de buttes de terre végétalisées ou de plantations d'arbres et arbustes. Finalement, la réduction du niveau sonore à la position du receveur peut s'effectuer par l'implantation de bâtiments à usage moins sensible au bruit routier tels que des activités commerciales ou de bureau, par l'orientation des bâtiments et l'utilisation de fenêtres et de matériaux isolants pour la construction des bâtiments (Ongel et Sezgin 2016 ; Girard 1996). Il va sans dire que ces mesures ne sont pas mutuellement exclusives. D'ailleurs, elles sont généralement plus efficaces lorsqu'elles sont combinées (Peyrard 2002).

1.5.1.1. *Efficacité des écrans sonores et modalités de performances acoustiques*

Dans le cadre de ce mémoire, nous nous intéressons essentiellement aux écrans sonores soit des mesures de mitigation situées le long de la voie de circulation. Par l'usage du terme « écrans sonores », nous référons plus spécifiquement aux murs de béton, de tôle et de saule végétal ainsi qu'aux buttes végétales ou encore à une combinaison des deux (ex : une butte végétale surmontée d'un mur de béton) (voir la figure 3 au chapitre 3) (MTQ 2012). Il est pertinent de s'intéresser à la distribution des écrans sonores puisque, dans la plupart des pays, ce type de mesures de mitigation « constitue la principale façon de réduire le bruit le long des autoroutes et des routes provinciales » en raison de sa grande efficacité (Girard 1996). En effet, l'écran sonore permettrait de réduire d'environ 5 à 15 dB(A) le niveau de bruit dépendamment des matériaux utilisés et de leur hauteur (Girard 1996). Ainsi, plusieurs études et guides d'aménagement se sont intéressés aux caractéristiques physiques des écrans sonores (design, formes, matériaux, etc.) permettant d'augmenter leurs performances acoustiques (Ekici et Bougdah 2003 ; Kotzen et English 2009 ; Singal 2005). En effet, la hauteur, la forme, les matériaux des écrans sonores ainsi que l'élévation de l'axe routier sont d'importantes caractéristiques influençant leur efficacité.

Toutefois, l'efficacité d'un écran sonore à réduire le bruit routier dépend en grande partie de sa hauteur (MTQ 2012). Au Québec, la hauteur des écrans sonores se limite généralement à 8 mètres², ce qui permet de protéger environ 2 ou 3 étages. En ce sens, à elle seule, la hauteur d'un écran sonore ne permet pas de protéger du bruit les étages supérieurs à celui-ci. D'autant plus que pour les immeubles en hauteur, les niveaux de bruit sont généralement plus élevés pour les étages supérieurs (Kang, Kim et Park 2004). Ceci étant, certaines techniques permettent d'augmenter la hauteur effective d'un écran sonore c'est-à-dire d'augmenter le nombre d'étages protégés du bruit routier sans nécessairement augmenter la hauteur de l'écran. Par exemple, modifier la forme des écrans ainsi que les matériaux de revêtement permet d'augmenter la hauteur effective de protection contre le bruit d'un écran. Cela dit, en présence de bâtiments de plusieurs étages, dépassant la hauteur de l'écran, la distance d'éloignement demeure la technique la plus efficace à préconiser (Girard 1996) puisque l'efficacité des autres techniques à réduire le bruit au niveau des étages supérieurs demeure limitée. À titre d'exemple, selon l'étude de Watts,

² Cette information provient des données d'inventaire colligées par le Ministère pour l'ensemble des projets réalisés entre 1995 et 2017 et transmises par les Direction de l'environnement et Direction du plan et de l'aménagement. Selon ces données, l'écran le plus haut présent sur le territoire de la CMM est situé à Lachine aux abords sud de l'A-20. Cet écran de 8 mètres de hauteur permet de protéger les deux premiers étages des édifices situés derrière. En règle générale, la hauteur des écrans varie entre 3,5 et 5 mètres puisque les normes du MTQ prévoient essentiellement que le premier étage des bâtiments doit être protégé.

Crombie et Hothersall (1994), l'ajout d'un matériau absorbant de 0,46 m sur le dessus d'un écran de 2 m de hauteur serait équivalent à une augmentation de 1,1 m de la hauteur effective de l'écran, soit, une amélioration ne permettant pas de protéger complètement un étage supplémentaire.

1.5.1.2. *Végétation et butte végétale*

La végétation est une solution souvent préconisée afin de réduire la propagation du bruit puisqu'en plus d'être efficace, elle possède une dimension esthétique et environnementale. En effet, selon l'étude de Chih-Fang et Der-Lin (2003), l'atténuation du bruit par la présence d'une rangée de végétation à proximité d'une importante voie de circulation peut atteindre 6 dB(A). Cette réduction dépend essentiellement de la visibilité (un proxy pour la densité de la végétation), puisque ce serait le paramètre le plus efficace quant à l'atténuation du bruit. D'ailleurs, l'ajout de végétation sur un écran sonore solide est souvent une combinaison recommandée puisque le feuillage permet d'augmenter l'efficacité acoustique de l'écran (Cook 1981 cité dans Ekici et Bougdah 2003) en créant un élément de relief.

Tout comme la végétation, les buttes végétales constituent une alternative esthétique et environnementale intéressante à l'écran sonore de béton traditionnel. En effet, celles-ci sont très efficaces puisqu'elles permettent de réduire le bruit routier de plusieurs manières notamment en augmentant la hauteur effective de l'écran, en augmentant la diffusion du bruit par double diffraction de celui-ci sur chaque côté de la pente puis finalement par l'absorption du bruit sur la butte couverte d'herbe (Ekici et Bougdah 2003). De plus, réduire l'angle de la pente de la butte végétale permettrait d'en augmenter la performance acoustique (Hothersall, Chandler-Wilde et Hajmirzae 1991 cité dans Ekici et Bougdah 2003). Toutefois, il est probable qu'une pente moins abrupte nécessite une emprise plus large afin d'atteindre la même hauteur. Ajoutons également que dans le cas des buttes végétales, l'efficacité acoustique de leur combinaison avec d'autres écrans sonores demeure incertaine. En effet, même si les buttes végétales surmontées d'un mur de béton constituent une pratique courante, les résultats des études ayant porté sur leur efficacité acoustique sont mitigés puisque la présence d'un mur de béton sur le dessus de la butte végétale pourrait réduire l'effet bénéfique des matériaux qui compose la butte. Ainsi, selon les conclusions d'Ekici et Bougdah (2003), plus d'études quantitatives devraient être menées afin de déterminer quelle est la hauteur optimale de chacune des deux techniques soit de la butte ainsi que du mur de béton permettant de maximiser l'efficacité de cette combinaison d'écrans sonores.

1.5.1.3. Perception de l'efficacité acoustique des écrans sonores

Jusqu'à maintenant, plusieurs éléments relatifs aux caractéristiques des écrans sonores pouvant affecter leur performance acoustique ont été évoqués. Toutefois, un écran sonore peut disposer des caractéristiques physiques les plus performantes sans nécessairement être perçu de la sorte. En effet, plusieurs éléments peuvent affecter la perception des résidents habitant à proximité par rapport à l'efficacité d'un écran sonore. Par exemple, selon plusieurs études, il existerait une forte interaction audiovisuelle au niveau de la préconception de l'efficacité d'un écran c'est-à-dire que la perception négative du bruit diminuerait lorsque la vue de la nuisance est complètement obstruée (Joynt et Kang 2010 ; Kang 2007). Ainsi, lorsque la nuisance est partiellement visible, la perception de l'efficacité de l'écran sonore serait moindre. À cet effet, le béton est perçu comme un matériau plus efficace afin de réduire le bruit routier suivi du bois et du métal alors que la végétation et les écrans en acrylique transparents sont perçus comme les moins efficaces. Au-delà des caractéristiques physiques des écrans sonores, la manière dont est mené le processus de participation publique peut également affecter la perception de l'efficacité d'un écran. En effet, lorsque le processus est jugé inefficace, cela peut affecter négativement la perception de la performance acoustique de l'écran (Kang 2007). C'est notamment le cas lorsqu'il y a un manque de confiance entre les professionnels et le public.

1.5.2. Techniques juridiques et mesures administratives

D'un point de vue réglementaire, plusieurs pays se sont dotés de documents légaux visant à contrôler le bruit routier (WHO 1999, 2018). C'est notamment le cas des États-Unis ayant adopté en 1972 *The Noise Control Act of 1972*, de l'Afrique du Sud ayant adopté *The Environment Conservation Act* en 1989 (WHO 1999, 2018) puis des pays de l'Union européenne ayant, à leur tour, adopté en 2002 la directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement. Ne faisant pas exception à cette tendance mondiale, au Québec, le Ministère des Transports (MTQ) adoptait en 1998 la *Politique sur le bruit routier* (MTQ 1998, 2012).

Au Québec, la Politique sur le bruit routier, visant à encadrer la mise en place de mesures d'atténuation, prévoit deux approches afin de protéger les zones sensibles à cette nuisance, notamment les espaces résidentiels. La première, l'approche de planification intégrée, invite les municipalités qui souhaitent poursuivre leur urbanisation après l'entrée en vigueur de la *Politique sur le bruit routier*, en mars 1998, « à prévoir [la mise en place] de mesures d'atténuation des

impacts sonores » en zone sensible de manière à garder le niveau d'exposition au bruit routier en dessous du seuil de 55 dB(A), ce qui équivaut à un niveau de gêne sonore acceptable pour la population y étant exposée (MTQ, 1998). La deuxième, l'approche corrective, concerne les zones résidentielles s'étant urbanisées avant l'entrée en vigueur de la politique, soit avant mars 1998. L'approche corrective de la Politique sur le bruit routier permet aux municipalités qui souhaitent protéger les zones sensibles au bruit et déjà construites dans lesquelles le niveau sonore est égal ou supérieur à 65 dBA Leq 24 heures (niveau de gêne forte), de partager, à parts égales, les coûts liés à l'aménagement de mesures d'atténuation au bruit. Le partage des coûts se fait entre la municipalité concernée et le MTQ. Peu importe l'approche retenue, les mesures d'atténuation qui sont mises en place doivent réduire le niveau sonore de 7 à 12 dBA pour la première rangée de bâtiments. Cela équivaut à une réduction de moitié du niveau sonore.

1.6. Problématique

Jusqu'à maintenant, nous avons présenté le cadre théorique entourant notre objet de recherche soit la protection contre le bruit routier par des écrans sonores. Celui-ci nous a permis d'aborder la protection contre le bruit routier sous l'angle de la justice environnementale. Les impacts du bruit routier sur la santé et la nécessité de bénéficier d'une protection contre le bruit routier ont ensuite été présentés. Finalement, nous avons évoqué les différentes techniques physiques et réglementaires de protection contre le bruit routier ainsi que leur niveau d'efficacité. À la lumière de cet examen de la littérature, nous pouvons maintenant poser le problème de recherche puis formuler les questions et hypothèses de recherche.

1.6.1. Problème de recherche et originalité de l'étude

Tel que signalé dans la revue de littérature, plusieurs auteurs ont montré que les groupes vulnérables socio-économiquement – plus particulièrement les personnes à faible revenu et les minorités visibles – ont davantage tendance à habiter à proximité du réseau autoroutier, et ainsi à habiter dans des espaces caractérisés par des niveaux de bruit problématiques (55-60 dB(A) – gêne faible, 60-64 dB(A) – gêne moyenne, 65dB(A) et plus – gêne forte) (MTQ 1998). Cette situation ne semble pas être celle des enfants et des personnes âgées. En effet, pour ces groupes d'âge, l'examen de la littérature a montré qu'ils ne se concentrent pas près du réseau autoroutier majeur ou dans des zones de bruit problématique. Toutefois, il convient de rester prudent face à

cette affirmation puisque le nombre d'études portant sur ces groupes demeure limité. Aussi, il est pertinent de vérifier si les groupes étudiés sont plus concentrés le long du réseau autoroutier et si l'aménagement d'écrans sonores permet, dans une certaine mesure, de réduire cette situation défavorable pour ces groupes. Si de nombreuses études ont examiné l'efficacité des différents types d'écrans sonores en vue d'optimiser leur efficacité, à notre connaissance, il semblerait qu'aucune étude ne se soit intéressée à la distribution spatiale des écrans sonores ou à toutes autres mesures de protection contre le bruit routier dans une perspective d'équité environnementale.

1.6.2. Questions et objectifs de recherche

Cette étude vise à répondre à la question de recherche suivante : *la distribution des mesures de protection contre le bruit routier renforce-t-elle ou atténue-t-elle les situations d'iniquités environnementales pour les groupes de populations vulnérables socio-économiquement (population à faible revenu et minorités visibles) et génère-t-elle des situations d'iniquités environnementales pour les groupes de populations vulnérables physiologiquement (les personnes de 65 ans et plus et les enfants de 15 ans et moins)?* À partir de celle-ci, deux sous-questions en découlent. *Les quatre groupes de populations vulnérables sont-ils surreprésentés parmi les populations résidant à proximité des axes majeurs de circulation dans des espaces caractérisés par des niveaux sonores élevés (55 dB(A) et plus)? Les quatre groupes de populations vulnérables sont-ils sous-représentés parmi les populations résidant à proximité des axes majeurs de circulation dans des espaces caractérisés par des niveaux sonores élevés (55 dB(A) et plus) et bénéficiant de mesures de protection contre le bruit routier?*

Ainsi, l'objectif général de cette recherche est de *déterminer si la distribution des mesures de protection mises en place pour contrer les niveaux élevés de bruit aux abords du réseau autoroutier génère des situations d'iniquités environnementales au sein du territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal.* L'étude poursuit deux objectifs spécifiques. Le premier consiste à *vérifier si les quatre groupes vulnérables sont surreprésentés ou non à proximité des axes majeurs de circulation comparativement au reste du territoire.* Le second objectif est de *vérifier si les quatre groupes sont protégés ou non du bruit routier par la présence d'écrans sonores lorsqu'ils résident à proximité des axes majeurs de circulation.* Ainsi, un groupe qui serait surreprésenté dans les zones à proximité des axes majeurs de circulation (objectif 1) et qui serait

aussi non protégé par la présence d'écrans sonores (objectif 2) subirait alors une situation de double iniquité.

1.6.3. Hypothèse de recherche

Nous émettons l'hypothèse selon laquelle la localisation de mesures de protection contre le bruit routier génèrera des situations d'iniquités environnementales pour trois des quatre groupes de populations vulnérables soit les personnes à faible revenu, les minorités visibles ainsi que les personnes âgées. En effet, nous croyons, d'une part, que les groupes de populations vulnérables socio-économiquement (population à faible revenu et minorités visibles) seront surreprésentés à proximité des axes majeurs de circulation dans les zones caractérisées par des niveaux de bruit élevés (55 dB(A) et plus) et, d'autre part, que ces mêmes groupes seront sous-représentés parmi les populations résidant dans des espaces bénéficiant de mesures de protection contre le bruit routier.

Plusieurs raisons nous conduisent à émettre cette hypothèse. D'abord, nous avons évoqué dans la revue de littérature que des études antérieures conduites en territoire montréalais ont conclu à l'existence de situations d'iniquités quant à la localisation résidentielle des personnes à faible revenu et les minorités visibles par rapport aux zones de fortes concentrations de bruit (Carrier, Apparicio et Séguin 2016b, 2016a). D'autant plus que ces études ont employé des méthodes de modélisation du bruit permettant de tenir compte de la présence d'obstacles à la propagation du bruit sur le territoire. Ainsi, il se pourrait que la situation soit semblable quant à leur protection contre le bruit. D'autant plus que la mise en place d'écrans sonores relève d'un service municipal qui nécessite le plus souvent qu'il y ait une mobilisation et une participation citoyenne. Ainsi, il est possible de croire que la justice procédurale occupe une place importante dans la distribution des écrans sonores. Comme des inégalités sociales persistent au niveau procédural, il est probable que les groupes socio-économiques bénéficient de moins de mesures de protection contre le bruit routier.

En ce qui concerne les groupes d'âge – les enfants et les personnes âgées –, nous avons évoqué dans la revue de littérature que ces deux groupes d'âge sont souvent sous-représentés dans les processus participatifs. Cela dit, malgré que ces groupes soient physiologiquement plus vulnérables au bruit routier, cela demeure tout de même un enjeu d'intérêt public qui touche aussi leurs parents. Ainsi, il est possible de croire que même si les enfants sont sous-représentés dans les processus participatifs, leurs parents peuvent se sentir concernés par la problématique du

bruit routier et ainsi choisir leur lieu de résidence en conséquence ou mobiliser leurs capacités politiques pour former une forte opposition face aux gouvernements et municipalités pour demander l'aménagement d'écrans sonores. Alors que les personnes âgées peuvent demeurer sous-représentées dans les processus participatifs (Séguin et Apparicio 2013 ; Danigelis, Hardy et Cutler 2007 ; Gagnon 2008 ; Macnicol 2006 ; Nations Unies 2002).

1.7. Conclusion

Dans ce premier chapitre, nous avons traité, d'une part, de la justice environnementale puis, d'autre part, des effets néfastes du bruit routier ainsi que des mesures de protection disponibles pour réduire l'exposition à cette nuisance. De plus, les ouvrages et articles évoqués dans ce chapitre nous ont permis d'explicitier le lien entre équité environnementale et exposition au bruit routier de certains groupes de la population ainsi que la nécessité de bénéficier de protection à celui-ci. Nous avons également présenté les nombreuses études s'étant intéressées aux multiples mesures de mitigation disponibles ainsi que les importantes réductions du niveau sonore qu'elles permettent en raison de leurs performances acoustiques. Nous aborderons maintenant la méthodologie permettant d'analyser la distribution des écrans sonores par rapport aux groupes vulnérables.

CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE

Ce second chapitre vise à présenter la méthodologie élaborée afin d'effectuer un diagnostic de protection contre le bruit routier par la mise en place d'écrans sonores en bordure des axes majeurs de circulation de la Communauté métropolitaine de Montréal. Ce chapitre se subdivise en trois grandes parties. D'abord, dans la première partie, nous présentons le territoire retenu et nous justifierons l'intérêt d'en faire l'étude. Ensuite, dans la seconde partie, nous abordons les populations à l'étude. Nous évoquons aussi les enjeux liés aux choix méthodologiques concernant la résolution spatiale de l'unité d'analyse. De plus, nous présentons les indicateurs de bruit routier développés pour identifier les zones de bruit aux niveaux sonores problématiques (zones de gêne sonore). Enfin, nous présentons la base de données des écrans sonores et la manière dont ceux-ci ont été collectés et intégrés au système d'information géographique qu'est ArcGIS. Finalement, dans la troisième partie, nous décrivons les méthodes statistiques employées soit, les indices de justice environnementale puis les modèles de régressions logistiques multinomiales. Puisqu'il s'agit d'un mémoire par article, ce chapitre recoupe entièrement la section méthodologie présentée dans l'article au chapitre suivant. Toutefois, ce chapitre-ci présente des informations beaucoup plus détaillées concernant le territoire d'étude retenu ainsi que les enjeux de spatialisation des données liés au choix de l'unité d'analyse.

2.1. Territoire d'étude

Le territoire d'étude de cette recherche est celui de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), plus spécifiquement, les abords des axes majeurs de circulation de la CMM. Le réseau routier auquel nous nous intéressons est composé de certains axes du réseau du MTQ, soit tous les tronçons autoroutiers et certains axes majeurs de circulation, soit les routes provinciales numérotées sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). Cela dit, pour simplifier l'appellation du réseau utilisée (autoroutes et routes provinciales numérotées), nous référerons à celui-ci sous les noms suivants « axes majeurs de circulation » ou « axes majeurs » dans le reste du texte. La Communauté métropolitaine constitue un territoire intéressant puisqu'il est densément peuplé et qu'il compte de nombreuses zones urbanisées depuis fort longtemps, mais aussi d'autres qui se sont développées après mars 1998, date d'adoption de la Politique sur le bruit routier. Ainsi, ce territoire d'une superficie de près de 4 000

kilomètres carrés et d'une population totale de quelques 3,9 millions d'habitants regroupe environ 48% de la population du Québec (CMM 2016a). La CMM est la deuxième région métropolitaine canadienne la plus peuplée. Ce territoire organisé autour de la métropole montréalaise, recoupe plusieurs entités administratives ce qui multiplie le nombre d'entités responsables de l'aménagement d'écrans sonores. En effet, il couvre entièrement le territoire de quatre Municipalités régionales de Comté (MRC) et en partie celui de six autres MRC. Celles-ci regroupant à leur tour, un total de 82 municipalités locales (CMM 2016a). La ville-centre, Montréal, est l'entité administrative la plus densément peuplée avec une population représentant 45% de la CMM. Cette population est également plus fortement concentrée au sein des quartiers centraux de la ville de Montréal. À l'inverse, la densité de population est beaucoup plus faible dans les banlieues des couronnes nord et sud, de Laval et du territoire formé des municipalités indépendantes de l'île de Montréal (voir la figure 2 au chapitre 3).

Avec ses deux millions d'emplois dont la majorité se concentre au centre de l'île de Montréal, la CMM représente le 2^e pôle d'emploi le plus important au Canada et le 13^e en Amérique du Nord (CMM 2016a, 2012). La grande attractivité économique de l'île de Montréal a un effet structurant sur les déplacements quotidiens effectués à l'échelle métropolitaine. À cet effet, 31,6% des déplacements domicile-travail à destination du centre-ville de Montréal s'effectuent à partir des banlieues de Laval, Longueuil et des Couronnes Nord et Sud (AMT 2013b). En outre, la congestion routière est une problématique importante au sein de la Communauté métropolitaine de Montréal. En effet, la part modale du transport en commun stagne alors que le parc automobile – chiffré à 2,5 millions de voitures – est en constante croissance (CMM 2016a). Celui-ci aurait connu une augmentation de 11,4 % de 2008 à 2013 (AMT 2013a). D'ailleurs, la croissance est beaucoup plus importante pour les territoires suburbains que sont Laval et les Couronnes Nord et Sud (incluant Longueuil) (respectivement de 13%, 18% et 13%) par rapport à l'île de Montréal (6%) (AMT 2013a). Toutefois, les autoroutes de l'île de Montréal et de Laval sont tout de même caractérisées par des débits plus élevés que ceux des couronnes, ce qui témoigne par le fait même de la grande attractivité de la ville de Montréal. À titre d'exemple, sur l'autoroute 15, les débits de circulation journaliers moyens estivaux (DJME) maximaux sont seulement de quelques 16 000 véhicules sur la Couronne Nord alors qu'ils passent à 164 000 sur l'île de Laval et peuvent atteindre 201 000 au centre de l'île de Montréal (dans l'arrondissement Côte-des-Neiges – Notre-Dame-de-Grâce). De plus, chaque matin, ce sont 465 000 déplacements automobiles qui débutent sur l'île de Montréal et près de 649 000 qui y aboutissent (AMT 2013b). Ce faisant, l'ampleur grandissante de la circulation routière à l'intérieur de la CMM a inévitablement des répercussions sur les niveaux sonores à proximité du réseau autoroutier.

2.2. Données populationnelles et indicateurs de bruit

2.2.1. Populations à l'étude

Dans cette recherche, nous nous intéressons à quatre groupes de population, soit les personnes à faible revenu, les personnes appartenant aux minorités visibles, les enfants de moins de 15 ans et les personnes âgées de 65 ans et plus. Selon le dictionnaire de Statistique Canada, une personne à faible revenu est définie comme une personne consacrant 20 points de pourcentage de plus de son revenu après impôt que la moyenne de la population canadienne pour répondre à ses besoins primaires, soit la nourriture, le logement et l'habillement (Statistique Canada 2017c). Le terme minorités visibles réfère essentiellement aux personnes non blanches et n'étant pas Autochtones, soit les groupes suivants : Sud-Asiatique, Chinois, Noir, Philippin, Latino-Américain, Arabe, Asiatique du Sud-Est, Asiatique occidental, Coréen, Japonais (Statistique Canada 2017b). Longtemps, les études en justice environnementale ont porté uniquement sur les deux premiers groupes puisque ce thème de recherche s'est développé en étroite relation avec les préoccupations de justice sociale et les luttes contre les inégalités raciales (Walker 2012 ; Williams 1999). En effet, tel qu'évoqué dans la revue de littérature, de nombreuses études ont conclu à l'existence de situations d'iniquité environnementale vis-à-vis de ces deux groupes socio-économiques. Il est donc pertinent de s'intéresser à ces deux groupes puisque les iniquités persistent dans le temps. Plus récemment, des études ont commencé à intégrer les groupes d'âge (Brainard et al. 2004 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016a, 2016b). Malgré que ces études n'aient pas trouvé de situations d'iniquité pour ces deux groupes ni à Montréal ni à Birmingham en Angleterre, il demeure pertinent d'en tenir compte considérant notamment, leur plus grande vulnérabilité physiologique au bruit routier.

2.2.2. Échelle d'analyse et choix méthodologiques

De nombreuses études évoquent l'importance des choix méthodologiques, tels que l'unité d'analyse ainsi que les tests statistiques, puisque ceux-ci influencent largement la qualité d'une étude et les résultats obtenus. Selon Walker (2010, 316) « [t]he fact that methodological decisions have to be taken means that there is great scope for critique and disagreement about what constitutes a “good” or sufficiently robust analysis ». En outre, les choix méthodologiques doivent être adaptés à la définition donnée à l'équité et aux objectifs fixés (Martens, Golub et Robinson

2012). D'ailleurs, le manque de concordance entre les choix méthodologiques et les objectifs poursuivis par la recherche est une critique récurrente des travaux portant sur le thème de la justice environnementale (Bowen 2002).

L'unité d'analyse représente l'opérationnalisation méthodologique de la population affectée par la présence d'une nuisance (Williams 1999). Ainsi, différentes définitions opérationnelles peuvent produire des résultats divergents, voire même contradictoires. Le choix de l'unité d'analyse dépend de plusieurs éléments tels que le type d'équité examiné ou encore la nature de la nuisance. Par conséquent, certains types d'équité (distributionnelle ou procédurale) peuvent être évalués plus adéquatement via certaines unités d'analyse. Par exemple, une juridiction administrative ou politique – telle qu'un comté électoral ou une municipalité – peut être justifiée lorsque l'on s'intéresse à l'équité procédurale, étant donné que ce type d'entités gouvernementales est responsable du bien commun et de la réglementation – comme les installations dangereuses (Williams 1999). Toutefois, les découpages administratifs et politiques ne tiennent pas nécessairement compte des limites physiques du territoire. Ils peuvent aussi constituer une construction artificielle ne correspondant pas nécessairement à une unité sociale. En outre, les limites administratives d'une ville, les comtés ou secteurs de recensement représentent souvent des unités trop larges pour étudier les discriminations distributionnelles ou les effets négatifs sur la santé puisqu'ils comprennent une trop grande variété de situations à l'intérieur de leurs limites. Ainsi, ce type de découpage peut masquer des variations internes de plus petite échelle. C'est d'ailleurs l'une des critiques faites à l'endroit de Lavelle et Coyle (1992) pour l'utilisation des codes ZIP, une unité géographique jugée trop vaste.

Pour observer les iniquités distributionnelles, il convient d'utiliser une unité d'analyse plus fine, adaptée aux polluants et à ses modalités de propagation afin d'identifier le plus précisément possible la zone affectée par la nuisance (Bowen 2002). Dans le cas du bruit routier, celui-ci se dissipe à l'intérieur d'une distance relativement courte. En effet, tel qu'évoqué dans la revue de littérature, dans des conditions favorables, sans obstacle à sa propagation, il peut se propager jusqu'à 300 mètres. Ainsi, il convient donc d'utiliser la plus petite unité géographique disponible soit l'îlot de diffusion. L'îlot de diffusion correspond « à un pâté de maisons dont les côtés sont délimités par des rues formant des intersections » (Statistique Canada 2015b). Une zone géographique trop vaste, telle que l'aire de diffusion ou le secteur de recensement, pourrait produire des inférences erronées au niveau de la spatialisation des données statistiques (Bowen 2002 ; Monmonier 1994 cité dans Williams 1999). Cela dit, compte tenu de la petite taille de l'îlot de diffusion, seules les données sur la population totale et le nombre de logements sont

disponibles. En effet, l'aire de diffusion, composée « d'un ou de plusieurs îlots de diffusion avoisinants et [regroupant] de 400 à 700 personnes » est « la plus petite région géographique normalisée pour laquelle toutes les données du recensement sont diffusées » (Statistique Canada 2015a). Dans ce cas, il faut généralement procéder à une désagrégation des données. Nous y reviendrons. Dans l'optique d'augmenter davantage la précision de l'unité d'analyse, outre la taille de l'unité géographique, il est aussi possible de retenir seulement les portions résidentielles de chaque îlot. Cette technique permet d'obtenir une plus grande précision de la distribution de la population à l'intérieur de l'îlot (Apparicio et al. 2017). Cela nécessite l'utilisation d'images satellites ou de cartes d'utilisation du sol.

Malgré la précision de l'unité d'analyse retenue, il est fort probable que celle-ci ne corresponde pas exactement à la forme de la zone affectée par la nuisance. Williams (1999) nomme cet obstacle méthodologique « l'effet frontière ». Pour y remédier, il suggère d'avoir recours à des unités d'analyse composites soit des unités dont la forme est recalculée et redéfinie à l'aide des systèmes d'information géographique (SIG) en fonction de la zone affectée par le polluant. Tel qu'évoqué dans la revue de littérature, celle-ci peut notamment prendre une forme circulaire ou linéaire et permet de minimiser l'effet de frontière lié à l'utilisation d'unité géographique complète.

Dans le cadre de cette recherche, les données sur les quatre groupes de populations sont extraites du recensement de Statistique Canada (2016a) au niveau de l'aire de diffusion (AD) et sont ramenées au découpage de l'îlot de diffusion, soit la plus petite unité de découpage géographique. Ensuite, afin de mieux tenir compte de la distribution de la population au sein d'un îlot, nous avons retenu seulement l'usage résidentiel de chaque îlot à l'aide d'une carte d'utilisation du sol de 2016 (CMM 2016b). Cela permet ainsi d'obtenir une meilleure précision au niveau de la spatialisation des données populationnelles puisque comme nous l'avons indiqué à quelques reprises, la propagation du bruit peut varier sur quelques mètres seulement (Hokanson et al. 1981). Toutefois, comme les données du recensement disponibles à l'échelle de l'îlot de diffusion sont très limitées – compte tenu de sa petite taille –, il nous faudra employer une technique de désagrégation pour contourner cet obstacle. Ainsi, à l'instar de plusieurs auteurs (Carrier, Apparicio et Séguin 2016b, 2016a ; Pham et al. 2012), les données des quatre groupes de populations disponibles au niveau de l'AD sont ramenées au niveau des îlots de la façon suivante :

$$G_b = G_{da} \times \frac{T_b}{T_{da}}$$

Selon cette formule, pour estimer G_b , c'est-à-dire la population d'un groupe G au sein de l'îlot de diffusion b , on multiplie simplement la population de ce groupe au niveau de l'aire de diffusion (G_{da}) par le rapport entre les populations totales de l'îlot (T_b) et de l'aire de diffusion (T_{da}).

2.2.3. Indicateur de bruit routier

Dans le but d'identifier les zones résidentielles à proximité des axes majeurs de circulation où les niveaux de bruit sont nuisibles pour la santé, nous avons créé des zones de gêne sonore le long de chaque tronçon des axes majeurs de circulation à partir de la formule d'estimation du niveau de bruit ci-dessous. Deux zones de gêne sonore ont été créées en fonction des deux approches prescrites par la Politique du bruit, soit une première zone de gêne forte où le niveau sonore est d'au moins 65 dB(A) puis une deuxième zone de gêne moyenne, plus large, où le niveau sonore est d'au moins 55 dB(A). La formule d'estimation du bruit permet de déterminer à partir de quelle distance (y) de la voie routière sont atteints ces deux niveaux sonores :

$$y = 10 \log(m \times \log(DJME) + b)$$

où DJME représente les débits de circulation journaliers estivaux (DJME) – en intégrant une proportion moyenne de véhicules lourds chiffrés à 10% et les constantes m et b^3 sont ajustées en fonction de la vitesse maximale autorisée sur l'axe (70, 90 et 100 km/h) et de la zone de gêne sonore moyenne de 55 dB(A) et forte de 65 dB(A) à déterminer (voir tableau 1 au chapitre 3). Les flux de trafic de la saison estivale sont retenus puisque c'est pendant cette période de l'année que les gens sont plus susceptibles d'ouvrir les fenêtres de leur logement et ainsi, d'être exposés au bruit routier. D'autant plus que, même fermées, certaines fenêtres, moins isolantes, laissent tout de même passer plusieurs types de vibrations sonores (Kjellberg et al. 1997 ; Crocker 2007 ; Lercher 2019).

Les DJME proviennent de la carte des débits de circulation en 2016 de l'atlas interactif du MTQ (<http://transports.atlas.gouv.qc.ca/Infrastructures/InfrastructuresRoutier.asp>). Lorsque les DJME n'étaient pas disponibles dans l'atlas, nous avons utilisé les données se trouvant dans les Schémas d'Aménagement et de Développement (SAD) des MRC (municipalités régionales de comté). En résumé, à partir de la formule ci-dessus et des paramètres du tableau 1 (présenté au chapitre 3), la taille des zones de gêne sonore varie de 6 à 217 mètres à partir du centre de

³ Les constantes m et b sont des paramètres qui proviennent des équations de base contenues dans le logiciel TNM (*Traffic Noise Prediction Model*) utilisé pour modéliser le niveau sonore.

l'infrastructure routière pour la zone de bruit élevé (65dB(A)), puis de 28 à 864 mètres pour la zone de bruit moyen (55 dB(A)).

2.2.4. Géolocalisation des écrans sonores

Afin de distinguer les zones résidentielles exposées à des niveaux de bruit moyen ou élevé protégées par des écrans sonores de celles qui ne le sont pas, une base de données sur la localisation des écrans sonores nous a été fournie par le MTQ. Nous avons ensuite procédé à une validation de cette base. Pour ce faire, un premier repérage a été effectué à l'aide des images de *Google Street View* et de *Google Earth*; certains écrans sonores manquants ont ainsi été ajoutés. Par la suite, l'ensemble du réseau routier du MTQ a été parcouru en voiture et les écrans sonores ont été relevés précisément à l'aide d'une montre GPS (*Garmin 920XT*). Ainsi, les relevés de terrain ont permis de valider l'emplacement des écrans sonores. Cette base de données est à jour en date d'octobre 2017. De plus, elle ne correspond pas exactement à celle du MTQ puisque seuls les écrans sonores d'une hauteur au moins égale à celle du premier étage des bâtiments qu'ils protègent ont été retenus pour des raisons d'efficacité et de performance (Kotzen et English 2009 ; Girard 1996). Au total, 88,4 kilomètres d'écrans sonores sont présents sur le territoire de la CMM, dont 34,4 km dans la couronne sud, 21,2 km à Laval, 18,8 km sur le territoire de la Ville de Montréal (ville-centre), 11,9 km dans la couronne nord et uniquement 2,2 km dans les municipalités indépendantes de l'île de Montréal (voir la figure 1 au chapitre 3). Parmi les écrans sonores qui constituent cette base, on retrouve des buttes végétales, des murs antibruit de béton, des murs végétaux de saule, des murs de tôle et des barrières mixtes (ex. butte végétale surmontée d'un mur antibruit de béton), ceux-ci ont une efficacité assez similaire en termes de performance acoustique (voir la figure 3 au chapitre 3) et permettent de ramener le niveau de bruit routier à un seuil acceptable soit en dessous de 55 dB(A) (MTQ 2012).

Une fois l'emplacement des écrans sonores validé, il est possible de déterminer quels îlots de diffusion – situés à l'intérieur des zones résidentielles de bruit excédant les deux seuils retenus – sont protégés du bruit. Cette distinction nous permet de découper les différentes parties d'îlots selon trois catégories :

- A. Partie de l'îlot dans la zone de gêne moyenne de 55 à 64 dB(A), non protégée par des écrans sonores;
- B. Partie de l'îlot dans la zone de gêne forte de 65 dB(A) et plus, non protégée par des écrans sonores;

C. Partie de l'îlot protégée par des écrans sonores (peu importe qu'elle se trouve dans la zone de gêne moyenne de 55-64 ou forte de 65 dB(A) et plus).

Ainsi, le type A représente les parties d'îlots touchées par un niveau de bruit moyen (55 à 64 dB(A)); le type B représente les parties d'îlots touchées par un niveau de bruit élevé (65 dB(A) et plus); et finalement, le type C, représente les parties d'îlots protégées, soit celles situées dans l'une ou l'autre des zones de gêne sonore telles que définies par l'indicateur de bruit, mais qui sont situées derrière un écran sonore (voir la figure 4a au chapitre 3).

Nous avons évoqué précédemment le fait que les unités d'analyse ne correspondent pas exactement aux zones affectées par la présence d'un polluant donné. Ainsi, considérant qu'un îlot peut se retrouver dans plus d'un type à la fois, nous avons recalculé les effectifs des quatre groupes de populations en fonction de la proportion de l'îlot se trouvant dans les différents types, illustrés par la formule suivante :

$$G_{bt} = G_b \times \frac{A_{bt}}{A_b}$$

avec G_{bt} est la population estimée du groupe dans le type t (A ou B et C définis plus haut) de l'îlot b , A_{bt} est la superficie de l'îlot comprise dans le type t et A_b est la superficie totale de l'îlot b (voir la figure 4b au chapitre 3).

2.3. Analyses statistiques

2.3.1. Indice de justice environnementale (JE)

Une fois la classification des îlots – et portions d'îlots – effectuée, deux principales méthodes statistiques sont mises en œuvre en lien avec les deux objectifs de recherche. Pour le premier objectif – vérifier si les groupes retenus sont ou non surreprésentés à proximité des axes majeurs de circulation –, les deux indices de justice environnementale proposés par Chakraborty (2006) sont utilisés, soit le *Buffer comparison index* (BCI) et le *Area comparison index* (ACI). Dans la littérature, plusieurs méthodes quantitatives ont été proposées afin de remédier à la nécessité de mesurer et d'évaluer les impacts des projets de transport en justice environnementale (Chakraborty 2006 ; Forkenbrock et Schweitzer 1999). Cependant, l'utilisation d'une méthode dépend essentiellement de la définition donnée à l'équité et des objectifs poursuivis (Martens, Golub et Robinson 2012). Dans le but de mesurer la présence des groupes les plus « affectés »

par les nuisances des autoroutes, nous nous inspirons de la création d'indices d'équité environnementale utilisés par Forkenbrock et Schweitzer (1999) et Chakraborty (2006) pour les projets autoroutiers, par Harner et al. (2002) dans les zones limitrophes aux industries polluantes et par Carrier, Apparicio et Séguin (2016b) pour le bruit et la pollution de l'air (NO₂) afin de faire ressortir la vision de l'équité que nous mobilisons : « who gets what kind of environmentally undesirable effects » (Schweitzer et Valenzuela 2004). En se basant sur certaines de ces études (Harner et al. 2002 ; Chakraborty 2006), nous estimons que le BCI et ACI (nommés différemment selon l'étude) sont les indices JE les plus appropriés.

Le premier indice, le BCI, permet de déterminer si les quatre groupes ont davantage tendance à résider à proximité du réseau autoroutier par rapport au reste de la population habitant également à proximité du réseau. Pour ce faire, on calcule le ratio entre la proportion du groupe de l'ensemble du territoire résidant dans la zone affectée (numérateur) et la même proportion appliquée à la population n'appartenant pas au groupe (dénominateur) :

$$BCI = \frac{G_{bz}/G}{(P_{bz} - G_{bz})/(P - G)}$$

où P_{bz} G_{bz} sont respectivement la population totale et la population du groupe G dans la zone tampon (« *buffer zone* ») bz , G et P sont respectivement la population totale et celle du groupe G dans l'ensemble de territoire d'étude (i.e. la communauté métropolitaine de Montréal).

Le second indice (ACI) permet de déterminer si ces mêmes groupes sont plus présents à proximité du réseau routier que dans le reste du territoire. Il représente le ratio entre la proportion du groupe sur la population totale résidant dans la zone affectée (numérateur) et la proportion du groupe sur la population totale résidant à l'extérieur de la zone affectée (dénominateur) :

$$ACI = \frac{G_{bz}/P_{bz}}{(G - G_{bz}) - (P - P_{bz})}$$

Ces indices s'interprètent de la même manière. Si la valeur de l'indice est supérieure à 1, le groupe étudié est surreprésenté alors que si la valeur de l'indice est inférieure à 1, le groupe étudié est sous-représenté. Un indice d'une valeur égale à 1 est neutre.

2.3.2. Modèles de régression logistique multinomiale

Pour atteindre notre second objectif – vérifier si les groupes étudiés résidant dans les zones de gêne de 55 dB(A) ou plus à proximité des axes majeurs sont protégés ou non du bruit

routier par la présence d'écrans sonores –, six modèles de régression multinomiale ont été construits pour l'ensemble de la CMM et pour ses différentes sous-régions (Couronne Nord, Couronne Sud, Ville de Laval, Ville de Montréal, Municipalités indépendantes de l'île de Montréal).

Dans ces six modèles, la classification des parties d'îlots décrite plus haut (A. 55-64 dB(A), B. 65 dB(A) et plus, C. exposées à 55 dB(A) et plus, mais protégées par un écran sonore) est introduite comme variable dépendante (et la situation A représente la référence) alors que les pourcentages des quatre groupes de populations à l'étude représentent les variables indépendantes. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé dans R (R Core Team 2017).

2.4. Conclusion

Dans ce second chapitre, nous avons présenté la méthodologie élaborée afin d'atteindre les objectifs de recherche formulés dans la problématique de recherche. Ainsi, nous avons défini le territoire d'étude et justifié pourquoi celui-ci est intéressant. Ensuite, nous avons présenté les populations à l'étude, la résolution spatiale choisie, les indicateurs de bruit routier construits puis la base de données localisant les écrans sonores. Enfin, nous avons décrit les analyses statistiques employées. Nous présenterons, dans le chapitre suivant, les résultats de recherche obtenus sous la forme d'un article scientifique soumis à la revue *Transportation Research Part D : Transport and Environment*.

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS

Formulaire d'inclusion d'un article au mémoire de maîtrise

1. Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : Potvin, Stéphanie

2. Description de l'article

Titre :	The Spatial Distribution of Noise Barriers in Montreal: A Barrier to Achieve Environmental Equity
Nom des auteurs :	Stéphanie Potvin, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin
Revue avec comité de lecture	Transportation Research Part D
État du cheminement :	<input type="checkbox"/> Publié date de publication : _____ <input checked="" type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input type="checkbox"/> Soumis
Résumé*	Road traffic noise constitutes a major problem for the health of populations exposed to it over extended periods. From a perspective of environmental equity, we focus on the distribution of four segments of the population—children, seniors, low-income individuals and visible minorities—in noise disturbance zones near major traffic routes of the Montreal Metropolitan Community. First, some corridors along these traffic routes with different levels of noise disturbance are defined according to a number of parameters; subsequently, the overrepresentation of the groups studied is assessed with the help of two indices. Next, we attempt to determine whether these groups have access to noise barriers, abatement measures to mitigate the noise. To assess the overrepresentation of the four groups under examination in protected and unprotected noise disturbance zones, multinomial logistic regression models were constructed for the entire territory, and then for six subregions. The results reveal a situation doubly inequitable for low-income persons and, to a lesser extent, for visible minorities. Indeed, these groups more often live close to major traffic routes and are less likely to be protected by noise barriers. In contrast, children are doubly advantaged.

* 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
Stéphanie Potvin	Revue de littérature, collecte et structuration des données, analyses statistiques dans R, structuration et rédaction de l'article.
Philippe Apparicio (directeur)	Révision des données, participation active à la structuration et aux analyses statistiques dans R, nombreuses révisions de l'article.
Anne-Marie Séguin (codirectrice)	Implication dans la revue de littérature, la discussion des résultats, structuration de l'article, nombreuses révisions de l'article.

4. Déclaration

À titre de coauteur de l'article mentionné ci-haut, j'autorise Stéphanie Potvin à intégrer l'article dans son mémoire de maîtrise.

Coauteur(e)

Signature

Date

Stéphanie Potvin



28-01-2019

Philippe Apparicio



28-01-2019

Anne-Marie Séguin



28-01-2019

Title: The Spatial Distribution of Noise Barriers in Montreal: A Barrier to Achieve Environmental Equity

Journal: Transportation Research Part D

Authors and affiliations:

Stéphanie Potvin,
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
stephanie.potvin@ucs.inrs.ca

Philippe Apparicio, PhD* - Corresponding author
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca

Référence complète de l'article :

POTVIN Stéphanie, Philippe APPARICIO et Anne-Marie SÉGUIN (sous presse). *The spatial distribution of noise barriers in Montreal: A barrier to achieve environmental equity*.
Transportation Research Part D: Transport and Environment.

Abstract:

Road traffic noise constitutes a major problem for the health of populations exposed to it over extended periods. From a perspective of environmental equity, we focus on the distribution of four segments of the population—children, seniors, low-income individuals and visible minorities—in noise disturbance zones near major traffic routes of the Montreal Metropolitan Community. First, some corridors along these traffic routes with different levels of noise disturbance are defined according to a number of parameters; subsequently, the overrepresentation of the groups studied is assessed with the help of two indices. Next, we attempt to determine whether these groups have access to noise barriers, abatement measures to mitigate the noise. To assess the overrepresentation of the four groups under examination in protected and unprotected noise disturbance zones, multinomial logistic regression models were constructed for the entire territory, and then for six subregions. The results reveal a situation doubly inequitable for low-income persons and, to a lesser extent, for visible minorities. Indeed, these groups more often live close to major traffic routes and are less likely to be protected by noise barriers. In contrast, children are doubly advantaged.

Keywords: Road traffic noise; Noise barriers, Protection measure, Environmental equity; Montreal; GIS

Highlights:

- The results vary for the four groups studied, depending on the subregion.
- A doubly favourable situation for children in the suburbs.
- For seniors, extremely variable situations from one subregion to another.
- A doubly unfair situation for visible minorities but only in the City of Montreal.
- A doubly unfair situation for low-income population in Montreal and the suburbs.

3.1. Introduction

Road traffic noise is an important component of the quality of life since it constitutes the second most harmful factor for health and well-being, as well as the most prevalent source of noise in the urban environment (WHO 2011, 2018). In particular, prolonged exposure to road traffic noise may cause physical and mental health problems: sleep disturbance (Öhrström et Skanberg 2004); hypertension, risk of stroke, risk of diabetes, and especially ischaemic heart disease (van Kempen and al. 2018); and increased risk of depression, agitation, stress and anxiety (Passchier-Vermeer and Passchier 2000). Some population groups are also more vulnerable to noise. Prolonged exposure to noise may affect children's cognitive development (problems with language, reading, concentration, and hyperactivity) (Evans and Maxwell 1997 ; Söderlund, Sikström and Smart 2007). On their side, seniors are more sensitive to the characteristics of their immediate environment, since they are more confined to their residence, due to their reduced mobility (Day 2010 ; Muzet 2007 ; Phillips and al. 2005 ; WHO 2007). Thus, when they reside in places with higher noise levels, they could be exposed to them for longer periods in a day.

Recognizing the harmful effects of noise, a number of organizations and countries have adopted policies and directives aiming to control the harmful effects of road traffic noise (WHO 1999, 2018). The province of Québec is no exception; in 1998, the Quebec Ministry of Transportation adopted a policy on road traffic noise (MTQ 1998, 2012). The goal of this policy was to reduce the noise levels in sensitive zones which require an adequate soundscape (residential, institutional and recreational zones) through the implementation of mitigation measures (MTQ 1998). In most countries, noise barriers “constitute the principal means of reducing noise along highways and provincial routes” due to their considerable efficiency (Girard 1996, 24). Therefore, for a number of years, this has generally been the preferred method in Québec. This study is thus interested in both the representation of vulnerable groups in residential noise disturbance zones and their representation in residential zones protected by noise barriers in proximity to major traffic routes.

3.2. Literature background

3.2.1. Environmental equity and exposure to noise

Environmental justice is a concept with three overarching dimensions: recognition of all groups in a society (justice as recognition); involvement of these groups in decisional processes (procedural justice); and the distribution of both burdens and risks (Konisky 2015 ; Schlosberg 2007 ; Walker 2012), as well as environmental resources or benefits (parks, vegetation, large supermarkets, health facilities, bicycle paths, etc.) amongst various groups of the population (Apparicio, Pham, and al. 2016 ; Boone and al. 2009 ; Houde, Apparicio and Séguin 2018 ; Landry and Chakraborty 2009 ; Pham and al. 2012) (environmental equity). Stemming from concern about environmental inequities, analysis of social, political and institutional processes is essential in order to understand the distribution of inequalities (Schlosberg 2007).

In this article, we are interested only in this last dimension: namely, environmental equity. The field of transportation has thus been approached from a distributional justice perspective in the literature in different ways. One is to conduct a distributional analysis of the risks arising from the operation of road transport and the groups most likely to be exposed. This is similar to the perspective described by Schweitzer and Valenzuela (2004), who gets what kind of environmentally undesirable effects and in order to know “ which social groups are more exposed to transport-related externalities” (Feitelson 2002).

There are two principal approaches in environmental equity studies to identifying zones with concentrated road traffic noise. The first, consists of using maps of road traffic noise (also referred to as continuous surface maps) for the entire territory of a given city, then relating these to socio-economic variables (Maantay and Maroko 2018). These maps are mainly generated according to two methods, either by mathematical modeling (Brainard and al. 2004 ; Carrier, Apparicio and Séguin 2016a, 2016b ; Havard and al. 2011 ; Lam and Chan 2006 ; Nega and al. 2013), or through land use regression (Dale and al. 2015 ; Goudreau and al. 2014). In employing this approach, a number of scholars have shown that there is a positive relationship between road traffic noise and the proportions of low-income people and ethnic minorities, notably in Birmingham, England (Brainard and al. 2004), in Montreal, Canada (Carrier, Apparicio and Séguin 2016a), in Hong Kong, China (Lam and Chan 2006) and in Minneapolis–Saint Paul in the United States (Nega and al. 2013). In contrast, the studies of Havard and al. (2011) in Paris and Bocquier and al. (2012) in Marseille in France, as well as that of Kruize and al. (2007) in the Netherlands, found no

environmental inequity related to income level. As for the two age groups which are physiologically more vulnerable to noise (children and seniors), studies have shown that they are not in a situation of environmental inequity, either in Birmingham or in Montreal (Brainard and al. 2004 ; Carrier, Apparicio and Séguin 2016a, 2016b).

The second approach, widely used, due to its simplicity, consists of defining buffer zones around major traffic routes, given that noise levels and air pollution are generally higher in these areas (Carrier 2015 ; Chakraborty 2006 ; Jacobson, Hengartner and Louis 2005 ; Maantay 2007). We can distinguish a number of methods allowing us to determine the size of these buffer zones (Maantay and Maroko 2018). There appear to be three main ones: 1) the first, a fixed-distance buffer, consists of defining the buffer zone to include all the territory situated within a fixed distance from the infrastructure which is emitting the noise, a distance determined by the findings in the literature; 2) the second, a multiple-ring buffer, very similar to the first, consists of defining a number of buffer zones situated at various fixed distances from the infrastructure emitting the noise; and 3) the last, a variable line buffer, consists of defining the buffer zone on the basis of certain characteristics of traffic routes, such as traffic flows and maximum speeds allowed (Maantay and Maroko 2018). Then, it is a matter of determining whether certain groups of the population are overrepresented in these zones. Our study adopts this approach and employs the third method. A number of studies using different versions of this approach have shown that, in the United States, ethnic minorities and low-income individuals reside considerably closer to major traffic routes (Chakraborty 2006 ; Maantay 2007 ; Chakraborty and Zandbergen 2007 ; Jacobson, Hengartner and Louis 2005 ; Tian, Xue and Barzyk 2013 ; Rowangould 2013).

The inequities are not solely observable at the level of the distribution of burdens; they may also be manifest in terms of the distribution of mitigation measures against these burdens (Konisky 2009, 2015). The first study to investigate questions of protection from these environmental nuisances is that of Lavelle and Coyle (1992). This demonstrated that decontamination of toxic waste sites near which significant proportions of ethnic minorities and low-income individuals were living was handled differently. For these sites: 1) it took longer to be placed on the priority list for decontamination and to be decontaminated; 2) the decontamination methods were often less effective; and 3) fewer penalties for violations toward regulated facilities are given to owners of these contaminated sites (Lavelle and Coyle 1992). The research of Lee (1997) also had similar findings on a smaller scale. This author refers to the four and a half kilometre extension of Long Beach Freeway in eastern Los Angeles, crossing El Sereno, a primarily Hispanic neighbourhood, and then the cities of Pasadena and South Pasadena, which are mostly white. For this project,

the state agencies concerned proposed a discriminatory distribution of mitigation measures, recommending that the section of highway going through Pasadena and 80% of that passing through South Pasadena be built underground (thus diminishing atmospheric, sound and visual problems created by the highway), and the major part of the section passing through El Sereno on ground level.

These studies served to highlight a new dimension of environmental equity, largely neglected until this point, that of the distribution of measures designed to mitigate the burdens (Konisky 2009). In the United States, subsequent research has focuses on disparities in policy implementation, such as the Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA), the Clean Air Act (CAA), the Clean Water Act (CWA) and the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA). These studies concluded that ethnic minorities (African Americans and Hispanics) and low-income individuals are generally exposed to disproportionate environmental risks, notably because fewer protective measures are located in areas where these groups are overrepresented (Anderton, Oakes and Egan 1997b ; Hird 1993 ; Konisky 2009). Konisky (2009) observed this same relationship for the entire United States, but only for low-income individuals. Despite the relevance of these studies, this rather recently developed field needs further research to deepen our knowledge (Konisky 2009, 2015), especially in the Canadian context, in particular that of Montreal.

3.2.2. Protection from road traffic noise and mitigation measures

In reaction to the multiplication of studies and the greater awareness of the harmful effects of noise, a number of works and planning guides have focussed on various protective measures, more specifically on different types of noise barriers allowing for the limitation of the spread of noise (Kotzen and English 2009 ; Girard 1996 ; Singal 2005). Indeed, noise barriers would allow for the reduction of noise by approximately 5 to 15 dB(A), depending on the materials used and their height (Girard 1996). In short, the ability to protect residential areas from road noise by creating noise barriers largely depends on the characteristics of the urban environment such as density, road elevation and the height of residential buildings. In this sense, the more important these characteristics are, the greater the costs and the difficulties of planning. Indeed, buildings of low height can be protected more easily and this, simply by the height of the barrier (Kang 2007 ; Kotzen and English 2009 ; Girard 1996). This is especially the case in suburbs where the built environment generally takes the form of single-family homes of one or two stories (Figure 1.a). In

contrast, the greater the number of stories, the more difficult it is to erect barriers to protect the upper stories (Figure 1.b) (Kang 2007 ; Kotzen and English 2009). Also, the elevation of major traffic routes (road in cutting or elevated road) is especially present in the City of Montreal. This is notably the case of Highway 15, in cutting in the Côte-des-Neiges sector of Montreal (Figure 1.c) and Highway 40, elevated in the Villeray–Saint-Michel sector of Montreal (Figure 1.d) while, in the suburban milieu, the vast majority of the network is at ground level. That being said, the studies and planning manuals on noise barriers have concentrated mostly on the physical characteristics (design, forms, materials, etc.) allowing them to improve their acoustic performance (Ekici and Bougdah 2003 ; Chih-Fang and Der-Lin 2003 ; Ishizuka and Fujiwara 2004 ; Kang 2007 ; Kotzen and English 2009 ; Watts and Godfrey 1999 ; Watts 1995 ; Watts, Hothershall and Horoshenkov 2001). However, to our knowledge, no study has yet seemed interested in the spatial distribution of protective measures against road traffic noise from a perspective of environmental equity.

I. Building density

a. Low density buildings



b. High density buildings



II. Road elevation

c. Road in cutting



d. Elevated road



Figure 1. Examples of noise barriers and elevated highways in Montreal

In Québec, the policy on road traffic noise, intended to legislate the implementation of mitigation measures, foresees two types of approach to protecting sensitive zones, notably residential areas. The first, that of integrated planning, requires municipalities hoping to pursue their urbanization after the policy on road traffic noise came into effect, in March 1998, “to provide for [the implementation of] mitigation measures for noise impacts” in residential zones so as to keep the level of exposure to road traffic noise below the threshold of 55 dB(A), a level of noise acceptable for the population concerned (MTQ 1998). The second, the corrective approach, concerns the residential zones urbanized before the adoption of the policy, that is, before March 1998. The corrective approach of the policy on road traffic noise allows municipalities wishing to protect already built sensitive zones from noise, the level of which is equal or superior to 65 dB(A) $L_{eq, 24 \text{ hours}}$ (a high acoustic disturbance level), to share equally the costs related to establishing measures to mitigate the noise. This cost sharing is between the municipality concerned and the MTQ. The mitigation measures established should reduce the sound level by 7 to 12 dB(A) for the first row of buildings. This is equivalent to halving the level of noise (FHWA 2018). In this study, we distinguish two thresholds, that of 55-64 dB(A) and that of 65 dB(A) and more.

3.3. Question and objectives

As indicated in the literature review, a number of authors have shown that socio-economically vulnerable groups, especially low-income individuals and visible minorities, have, on one hand, a greater tendency to live near highway network and, on the other hand, increased probability of living in areas characterized by problematic noise levels (55-60 dB(A)—low levels of discomfort, 60-64 dB(A)—moderate discomfort, and 65 dB(A) and more—high levels of discomfort) (MTQ 1998). Thus, it is appropriate to verify whether the groups studied are more concentrated all along the highway network and whether the setting up of noise barriers allows for a certain improvement in this adverse situation for these groups. This study contributes to the scientific knowledge in three main ways. First, we have already addressed the fact that the distribution of mitigation measures against some burdens remains a recently developed—and therefore limited—field. Second, we also broached the fact that studies interested in noise barriers mostly investigate their efficiency. Indeed, to our knowledge, no study has to date examined the distribution of noise barriers. Third, we are carrying out an assessment of double environmental

equity by looking at both the distribution of the burden and the protection developed to mitigate it, which has rarely been done.

This study intends to respond to the following research question: does the distribution of protection measures against road traffic noise reinforce or attenuate the situations of environmental inequities for socioeconomically vulnerable groups (low-income individuals and visible minorities) and does it generate situations of environmental inequities for physiologically vulnerable groups (people aged sixty-five and over, and young people under fifteen years old)? The study has two objectives. The first consists of determining whether or not the four vulnerable groups are overrepresented in proximity to major traffic routes compared to the rest of the territory. The second objective is to determine whether or not the four groups are protected from road traffic noise by noise barriers when they reside near major traffic routes. Thus, a group which is overrepresented in zones near major traffic routes (Objective 1) and is not protected by the presence of noise barriers (Objective 2) would be suffering from a situation of double inequity.

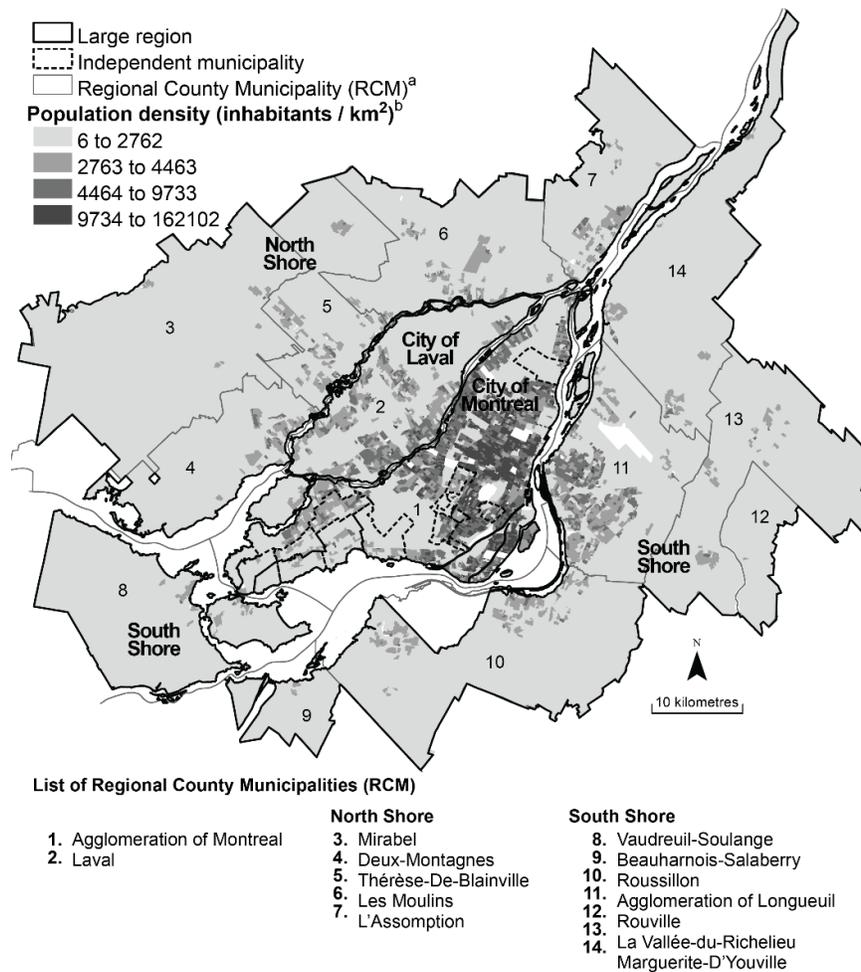
3.4. Methodology

3.4.1. Study area

The study area is the Montreal Metropolitan Community (MMC). The MMC has a total population of 3.9 million inhabitants, that is nearly 48% of the population of Québec, spread over an area of 4,000 square kilometres (MMC 2016). This vast territory includes 82 municipalities and 14 regional county municipalities (RCM). It encompasses a number of sections which have been urbanized for a very long time, as well as others which were developed after March 1998, when the policy on road traffic noise was adopted. Some are more densely populated than others. In this way, the central city, Montreal, is the most densely populated administrative entity, with a population constituting 45% of the MMC and more heavily concentrated in the central neighbourhoods of the city. In contrast, population density is considerably less in the suburbs of the North and South Shores, of Laval and of the territory of independent municipalities of the Island of Montreal (Figure 2).

In addition to density, the social geography of the Montreal Metropolitan Community, in particular, residential dynamics is also variable from one sector to another. Indeed, families with children are more likely to live on local streets perceived safer due to lower road traffic (Fortin,

Després and Vachon 2011 ; Carrier, Apparicio and Séguin 2016b ; Lam 2001 ; Mullan 2003) and in the suburbs because the proportion of under-15-year-olds has substantially declined in the central boroughs of the Island of Montreal (Apparicio and al. 2010). For the elderly, we have witnessed, over the past few decades, a gradual dispersion of this group within the Greater Montréal (Apparicio and al. 2010 ; Séguin, Apparicio and Negron 2013). As a result, seniors are more likely to be spread across the territory. As for them, low-income people, although they are present throughout the CMM, are more concentrated in the central neighborhoods of the city of Montreal and in the old neighborhoods of the suburbs of first crowns (Apparicio, Séguin and Leloup 2007 ; Heisz and McLeod 2004 ; Charbonneau and Germain 2002). For this purpose, the spatial concentration of visible minorities is one of the factors underpinning the growth of concentrated urban poverty even if in the MMC, visible minorities do not end up in a situation of segregation (Deslauriers 2013 ; Statistics Canada 2001).



a. Part of the Regional County Municipalities (RCM) included in the Montreal Metropolitan Community (MMC).
b. Classification method by quantiles.

Figure 2. Population density by dissemination area, 2016

This territory is even more interesting to study because automobile congestion is a major problem in the MMC since the modal share of public transport has remained stagnant while the fleet of automobiles, at 2.5 million vehicles, is constantly growing (MMC 2016). Indeed, number of vehicles showed an increase of 11.4% from 2008 to 2013 (AMT 2013a). Moreover, growth is much greater in the suburban areas of Laval and the North and South Shores (including Longueuil) (respectively 13%, 18% and 13%) compared to the Island of Montreal (6%) (AMT 2013a). That being said, highways on the Island of Montreal and in Laval are characterized by greater traffic flows than those of the North and South Shores. For example, on Highway 15, the highest summer average daily traffic (SADT) is only of 15,839 on the North Shore while it increases to 164,000 on the Island of Laval and reach 201,000 in the center of the Island of Montreal, thus, making Montreal and its downtown area a magnet for commuting on the metropolitan level. Inevitably, the increasing road traffic within the MMC has repercussions for noise levels near the highway network.

Since there are major variations within sectors of the MMC due to development period, density and traffic flow, it is appropriate to subdivide the study area into geographical subregions. We divided the territory into five subregions which are the City of Montreal, the Independent municipalities of the Island of Montreal, the City of Laval, North Shore and South Shore. Rather than considering the Island of Montreal as a single subregion, we have chosen to distinguish the City of Montreal from other independent municipalities on the Island of Montreal, given the considerable size of the former compared to other municipalities and that a significant portion of the territory of the City of Montreal was urbanized well before the rest of the island.

3.4.2. Data and noise indicator

3.4.2.1. Population groups and scale of analysis

This study is interested in four groups: low-income individuals, visible minorities⁴, children under 15, and individuals aged 65 and over. The data on these populations are extracted from the 2016 Statistics Canada (2016a) at the level of the dissemination area (DA), namely, a small geographic unit composed of adjacent dissemination blocks with an average population of 400 to

⁴ Visible minorities refers to individuals, except Aboriginal people, who are non-Caucasian in race or non-white in colour, and mainly to the following groups: South Asian, Chinese, Black, Filipino, Latin American, Arab, Southeast Asian, West Asian, Korean and Japanese (Statistics Canada, 2017).

700 people (Statistics Canada 2016b). Those data are disaggregated to city blocks, which is the smallest geographical unit. In order to better take into account the distribution of the population within a city block, we retained only the residential portion of each block by using the 2016 land use map (CMM 2016b). Thus, this allows us to obtain a more precise location of population data, which is useful since the propagation of noise may vary within only a few metres (Hokanson and al. 1981). That being said, given the small size of the city block, only data on the total population and the number of dwellings are available. Consequently, to overcome this obstacle, following the example of a number of authors (Carrier, Apparicio and Séguin 2016a, 2016b ; Pham and al. 2012), the data for four population groups available at the level of DA are disaggregated to the level of blocks in the following manner:

$$G_b = G_d \times \frac{T_b}{T_d}$$

Where G_b represents the estimated population of the group G in the city block b , G_d is the group's population in the dissemination area d , T_b and T_d are the total population in the block and the dissemination area respectively.

3.4.2.2. *Noise indicator*

Sound is measured in decibels (dB), that is, “a logarithmic unit which expresses the ratio of the sound pressure level being measured to a standard reference level” (FHWA 2018). Now, since the human ear can only perceive the sounds of certain frequencies, we apply an A-scale on a sound-level meter (dB(A)). This unit allows to determine the sound level by using a measure which accentuates the components of average frequency, thus imitating the reaction of the human ear (FHWA 2018). According to the scale of Corrales, Grant and Chan (2000), the effects of noise on health may be felt starting from a noise level of 55 dB(A) and intensify significantly at a level of 65 dB(A). Moreover, a noise whose intensity is reduced by 10 dB(A) is perceived as being half as strong (FHWA 2018).

The study area includes only certain routes of the MTQ network, that is, along sections of highway and certain major roads, the numbered provincial routes on the territory of Montreal Metropolitan Community (MMC) (Figure 3). That being said, to simplify the designation of the network used (highways and major roads), we will refer to “major traffic routes” in the rest of the text.

With the goal of identifying residential areas near major traffic routes where the noise level is harmful for health, we delineated noise disturbance zones around each section of major traffic routes managed by the MTQ, based on the formula below for estimating noise level. Two noise disturbance zones were created, following two approaches prescribed by the noise policy, an initial zone of strong disturbance where the noise level is at least 65 dB(A), and then a second, larger zone of average disturbance, where the noise level is at least 55 dB(A). These zones were determined at 1.5 metres from the ground. The noise assessment formula allows us to determine at which distance from the highway (y), the exposure reach these two levels of noise:

$$y = 10 \log(m \times \log(SADT) + b)$$

where SADT represents the summer average daily traffic (SADT) and the constants m and b are adjusted as a function of the maximum speed permitted on the route (70, 90 and 100 km/h), and the zone of noise disturbance to be determined (55 dB(A) or 65dB(A) and higher) (Table 1). The constants m and b are parameters which stem from basic equations contained in the TNM (Traffic Noise Prediction Model) software used to model sound level. Summer traffic flows are used since it is during this period of the year that people are most likely to open their windows and, thus, be exposed to road traffic noise. The SADT comes from the 2016 traffic flow map in the interactive atlas of the MTQ (2016). When the SADT was not available in the atlas, we used data from the Schémas d'Aménagement et de Développement (SAD [Planning and Development Plans]) of RCM [regional county municipalities]. In summary, based on the formula above and parameters from Table 1, the size of noise disturbance zones varies from 6 to 217 metres from the centre of the road infrastructure for the buffer for higher levels of noise (65 dB(A)), and then from 28 to 864 metres for the buffer for average noise (55 dB(A)).

Table 1. Constants of the isophone curves

Buffer zone	55 dB(A)		65 dB(A)	
	m	b	m	b
Speed limit				
70 km/h	0.624	-0.467	0.658	-1.265
90 km/h	0.609	-0.331	0.653	-1.168
100 km/h	0.606	-0.287	0.647	-1.109

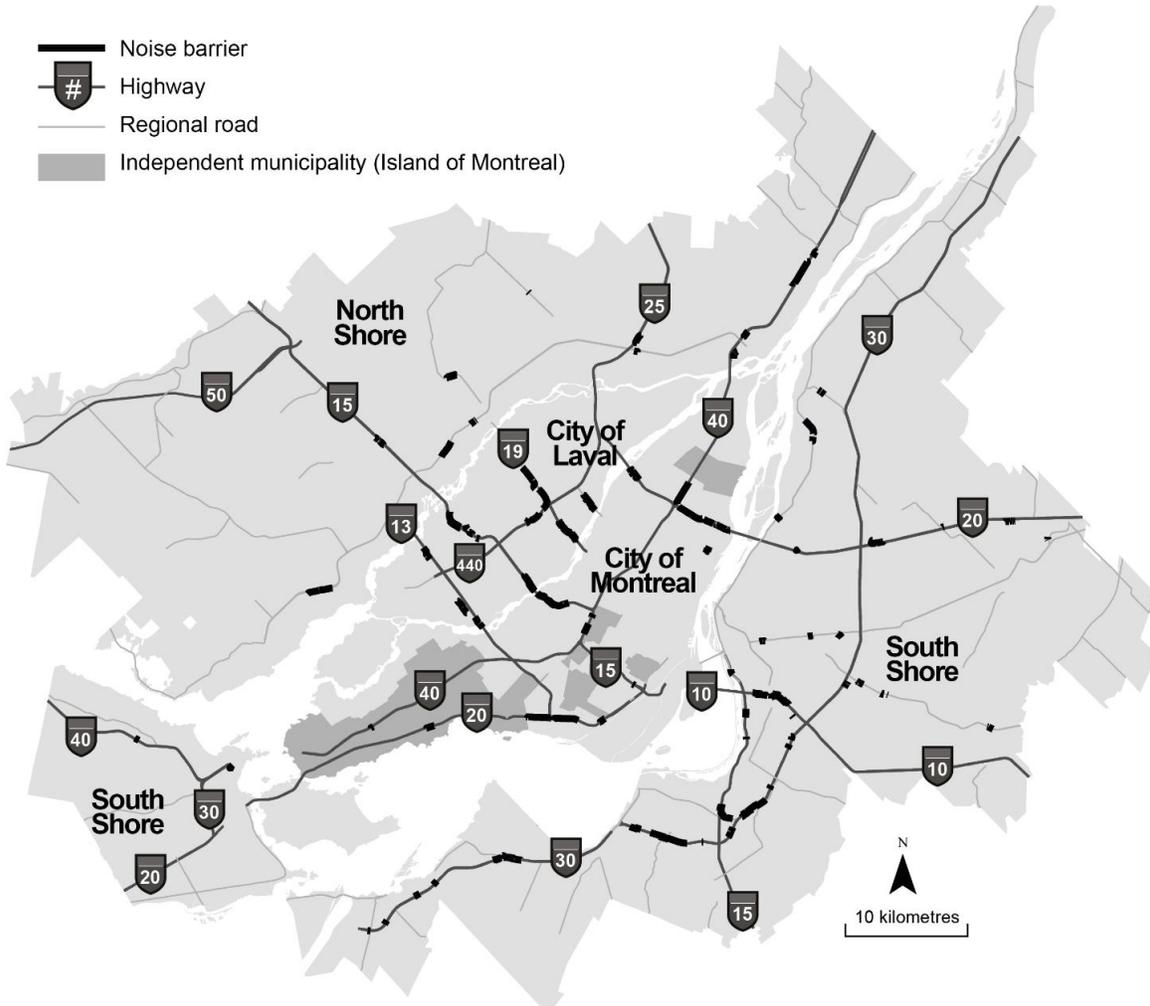


Figure 3. Study Area

3.4.2.3. Geolocation of noise barriers

In order to distinguish the protected residential zones exposed to average or high levels of noise from those which are not protected, we proceeded in two stages. First, an initial tracking was done using images from Google Street View and Google Earth. Next, the entire road network of the MTQ was travelled by car and the noise barriers were recorded precisely with the help of a GPS watch (Garmin 920XT). Thus, surveys on the ground allowed us to validate the location of noise barriers. In the end, this database was updated in October 2017. In total, 88.4 kilometres of noise barriers were present on MMC territory, of which 34.4 km were on the South Shore, 21.2 km were in Laval, 18.8 km were on the territory of the City of Montreal (central city), 11.9 km were on the North Shore and only 2.2 km were in the independent municipalities of the Island of

Montreal (Figure 3). Amongst these noise barriers, we find earth mound barriers, anti-noise concrete walls, rows of willows, sheet metal walls and mixed barriers (for example, earth mound barrier topped by an anti-noise concrete wall), all with a similar degree of efficiency in terms of acoustic performance (Figure 4). We only considered noise barriers of a height at least equal to the first floor of a building. Considering that all the noise barriers in the database are approved by the Quebec Ministry of Transportation, we are assuming that their efficiency enables them to reduce the noise level to an acceptable threshold that is under 55 dB(A).

Once the precise location of noise barriers was confirmed, it was possible to determine which city blocks, situated within residential zones with noise exceeding the two thresholds chosen, were protected from the noise. This distinction permits us to divide the different segments of city blocks into three categories:

- A. Part of the block in the zone with an average disturbance level of 55 to 64 dB(A), not protected by noise barriers;
- B. Part of the block in the zone with a high disturbance level of 65 dB(A) and more, not protected by noise barriers; and
- C. Part of the block protected by noise barriers (regardless of whether it is in the zone with an average level of disturbance of 55-64 or one with a higher level of 65 dB(A) or greater).

Thus, Type A represents the parts of city blocks affected by an moderate noise level (55 to 64 dB(A)); Type B represents the parts of blocks affected by a high noise level (65 dB(A) and more); and, finally, Type C represents the protected parts of blocks, those situated in one or the other of the noise disturbance zones, as defined by the noise indicator, but which are behind a noise barrier (Figure 5a).

I. Wall barriers

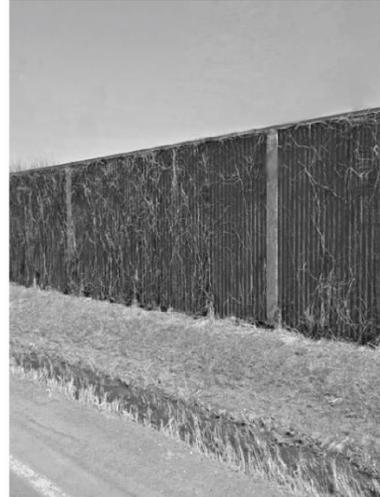
Concrete barrier



Acoustic vegetable willow barrier



Sheet-metal barrier



II. Earth mound barriers

Earth mound



Mixed barrier



Figure 4. Types of noise barriers

Considering that a city block may be found in more than one type of zone at a time, we have recalculated the numbers of the four population groups as a function of the proportion of the block in each of the different types, illustrated by the following formula:

$$G_{bt} = G_b \times \frac{A_{bt}}{A_b}$$

where G_{bt} is the estimated population of the group in Type t (A or B and C, defined above) of block b , A_{bt} is the area of the block comprised in Type t and A_b is the total area of block b . The estimation of these populations for the different types is illustrated in Figure 5.b.

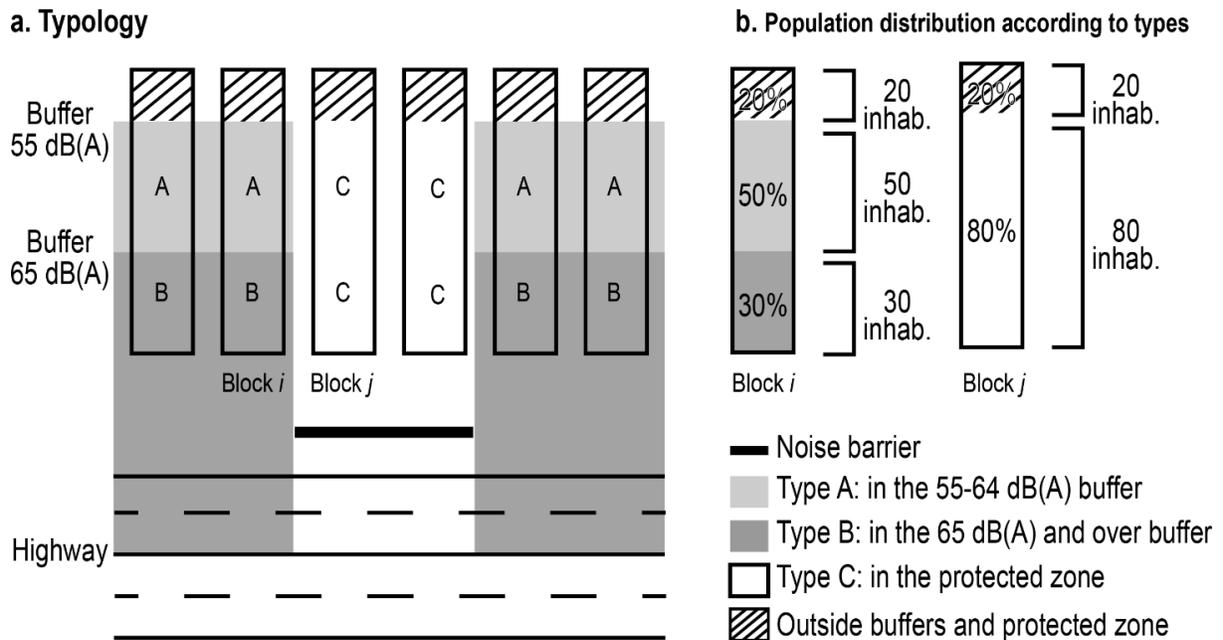


Figure 5. Typology of block parts according to buffers around noise barriers

3.4.3. Statistical analyses

Various quantitative methods have been proposed in the literature to address the need for evaluating easily the environmental equity impacts of transportation projects (Chakraborty 2006 ; Forkenbrock and Schweitzer 1999). However, the use of a method depends essentially on the definition given to equity and the objectives that are set (Martens, Golub and Robinson 2012). For the first objective, in order to determining whether or not the groups chosen are overrepresented near major traffic routes, we took inspiration from the creation of environmental equity indices used by Forkenbrock and Schweitzer (1999) and Chakraborty (2006) for highway projects, by Harner and al. (2002) in areas around polluting industries and by Carrier, Apparicio, Séguin, and al. (2016) for noise and air pollution (NO₂) to emphasize the vision of equity mobilized: who gets

what kind of environmentally undesirable effects (Schweitzer and Valenzuela 2004). According to some of these studies (Harner and al. 2002 ; Chakraborty 2006), we believe that BCI and ACI (named differently depending on the study) are the most appropriate for a preliminary environmental equity diagnosis. One captures comparative risk and the other reveals the relative burden a group bears.

The first index, the BCI, allows us to determine whether the four groups have a greater tendency to live near major traffic routes. To do so, we calculate the ratio of the proportion of the group in the entire territory residing in the affected zone (numerator) and the same proportion applied to the population not belonging to the group (denominator):

$$BCI = \frac{G_{bz}/G}{(P_{bz} - G_{bz})/(P - G)}$$

where P_{bz} G_{bz} are respectively the total population and the population of group G in the buffer zone bz ; G and P are, respectively, the total population and that of group G in the entire study area (i.e., the Montreal Metropolitan Community).

The second index (ACI) allows us to determine whether these same groups are more likely to live in proximity to the major traffic routes than in the rest of the territory. It represents the ratio of the proportion of the group of the overall population residing in the zone affected (numerator) and the proportion of the group of the total population residing outside the affected zone (denominator):

$$ACI = \frac{G_{bz}/P_{bz}}{(G - G_{bz}) - (P - P_{bz})}$$

Those indexes are interpreted in the same way. If the value of the index is greater than one, the group studied is overrepresented. Inversely, if the value of the index is smaller than one, the group studied is underrepresented.

3.4.4. Multinomial logistic regression models

To reach our second objective, determining whether or not the groups selected residing in the zones with a disturbance level of 55 dB(A) or more near major routes are protected from road traffic noise by the presence of noise barriers, six multinomial regression models were developed

for the entire MMC and its different subregions (the North Shore, the South Shore, the City of Laval, the City of Montreal and the independent municipalities of the Island of Montreal).

In these six models, the classification of parts of city blocks described above (A. 55-64 dB(A), B. 65 dB(A) and more, and C, exposed to 55 dB(A) and more but protected by a noise barrier) is introduced as a dependent variable while the percentages of the four population groups in the study are independent variables. All the statistical analyses were done in R (R Core Team 2017). It should be noted that we did not weight the observations by the total population size of each block.

3.5. Results

3.5.1. The presence of vulnerable groups in the noise disturbance zones

Concerning proximity to major traffic routes, if we compare the two indices (BCI and ACI) for each group studied, we observe the same tendencies in the whole of the MMC as in each of the subregions (Table 2). If we now compare the groups, for the entire MMC, only children are underrepresented in the noise disturbance zones near major traffic routes while seniors, low-income individuals and visible minorities are overrepresented. This finding also applies to the three subregions of the South and North Shore and the independent municipalities of the Island of Montreal. However, the situation differs in Montreal and Laval. In the City of Montreal, the four groups are overrepresented in proximity to major routes. In Laval, only children and visible minorities are overrepresented while seniors and low-income individuals are underrepresented. In addition, regardless of the subregion, the group of visible minorities is always overrepresented in the noise disturbance zones and presents the strongest BCI and ACI values, except for the independent municipalities of the Island of Montreal where low-income individuals have even higher overrepresentation indices.

Table 2. Calculation of EJ indices for the Montreal Metropolitan Community (MMC) study areas.

Groups	Montreal Metropolitan Community (MMC)	City of Montreal	Independent municipalities	Laval	North Shore	South Shore
Buffer comparison index	BCI	BCI	BCI	BCI	BCI	BCI
0-14 years old	0.976	1.057	0.907	1.018	0.935	0.879
65 and over	1.094	1.082	1.053	0.898	1.049	1.242
Low-income population	1.084	1.055	1.186	0.821	1.045	1.313
Visible minorities	1.245	1.310	1.013	1.093	1.294	1.325
Area comparison index	ACI	ACI	ACI	ACI	ACI	ACI
0-14 years old	0.977	1.062	0.894	1.022	0.934	0.879
65 and over	1.102	1.089	1.064	0.900	1.055	1.246
Low-income population	1.095	1.057	1.260	0.809	1.057	1.370
Visible minorities	1.234	1.246	1.018	1.086	1.371	1.346

3.5.2. Noise protection for vulnerable population groups

Logistic regressions models were built with Type A, that is, those in zones with an average level of noise disturbance of 55 - 64 dB(A), as the reference category since in this zone there is less disturbance. The models measure the probability of inhabiting a zone with a high level of disturbance or a zone protected from the noise according to one's population group, for the entire territory, as well as for the five subregions. Therefore, the odds ratios can be interpreted as follows: compared to the reference category (A), adding a percentage point to one of the groups studied makes the probability of living in a portion of the block situated in a zone of great disturbance (B) or a protected zone (C) increase or decrease X times.

For all of the MMC (Table 3), only low-income individuals are disadvantaged in terms of their protection from road traffic noise since they constitute the sole group whose probability of living in a zone protected by a noise barrier diminishes significantly (Type C, OR=0.944). In

contrast, for the three other groups—children, visible minorities and seniors—, the probability of living in a protected zone increases (Type C, OR=1.035, 1.025 and 1.007). The situation is even more advantageous for seniors and children since their probability of living in an unprotected zone with considerable noise disturbance (65 dB(A) and more) diminishes (Type B, OR=0.957 and 0.984). Nevertheless, with the exception of children, these findings for the entire study area are not applicable to each of the five subregions which comprise the MMC. Indeed, for all the subregions, children have a greater probability of living in a protected zone (Type C) and/or a reduced probability of living in a zone with considerable noise disturbance (Type B).

As for those with low-income (Table 3), they are in an unfavourable situation, both in the City of Montreal, and on the North and South Shores, with reduced probability of living in a protected zone (Type C, OR=0.944, 0.921 and 0.915). However, the situation of this group is distinctive on the South Shore since there is a lesser probability of them residing in a zone with considerable noise disturbance (Type B, OR=0.975), which leads us to believe that they are more present in a zone with an average level of noise disturbance (Type A: from 55 to 64 dB(A)).

As for visible minorities (Table 3), the City of Montreal is the only territory where they are disadvantaged since they are very likely to live in a zone with a high level of noise disturbance (Type B, OR=1.009) and they are unlikely to live in a protected zone (Type C, OR=0.972). In contrast, their situation is more favourable on the North and South Shores, with a greater probability of living in a protected zone (Type C, OR=1.062 and 1.053) and a lesser chance of living in a zone with considerable noise disturbance (Type B, OR=0.957 and 0.990).

The situation of seniors varies from one subregion to another (Table 3). In the Cities of Montreal and Laval, it is rather favourable, with a greater probability of living in a protected zone (Type C, 1.020, 1.019). However, their situation is more unfavourable on the South Shore with a reduced probability of living in a protected zone (Type C, OR=0.974). Finally, let us draw attention to the particular cases of the models of independent municipalities of the Island of Montreal and Laval for which very few of the modalities are significant.

Table 3. Multinomial logistic regression for Montreal Metropolitan Community study areas (dependent variable: buffer 55 - 64 dB(A)).

Montreal Metropolitan Community						City of Montreal					
Category ^a	Coef.	OR	CI (95%)	Pr.		Coef.	OR	CI (95%)	Pr.		
0-14 years old											
B	-0.044	0.957	0.949	0.966	<.0001	-0.007	0.993	0.969	1.018	0.590	
C	0.035	1.035	1.025	1.046	<.0001	0.075	1.078	1.050	1.106	<.0001	
65 and over											
B	-0.016	0.984	0.979	0.990	<.0001	-0.010	0.990	0.976	1.005	0.190	
C	0.007	1.007	1.000	1.014	0.040	0.020	1.020	1.008	1.033	<.0001	
Low-income population											
B	-0.002	0.998	0.990	1.005	0.560	0.007	1.007	0.994	1.019	0.290	
C	-0.057	0.944	0.935	0.953	<.0001	-0.057	0.944	0.930	0.959	<.0001	
Visible minorities											
B	-0.003	0.997	0.993	1.002	0.220	0.009	1.009	1.002	1.016	0.010	
C	0.025	1.025	1.021	1.029	<.0001	-0.028	0.972	0.964	0.980	<.0001	
AIC complet	13963					3689					
R2 (Cox & Snell)	0.109					0.132					
R2 (Nagelkerke)	0.131					0.156					
Independent municipalities						City of Laval					
0-14 years old											
B	-0.051	0.950	0.922	0.979	<.0001	-0.093	0.911	0.848	0.979	0.010	
C	0.204	1.227	1.149	1.310	<.0001	0.023	1.024	0.989	1.060	0.190	
65 and over											
B	-0.014	0.986	0.968	1.004	0.120	0.024	1.025	0.997	1.053	0.090	
C	-0.030	0.970	0.925	1.018	0.210	0.019	1.019	1.000	1.039	0.050	
Low-income population											
B	-0.010	0.990	0.963	1.017	0.450	-0.010	0.990	0.905	1.084	0.830	
C	0.005	1.006	0.956	1.057	0.830	-0.016	0.984	0.949	1.022	0.410	
Visible minorities											
B	-0.008	0.992	0.978	1.006	0.250	-0.010	0.990	0.956	1.025	0.570	
C	0.001	1.001	0.980	1.022	0.950	-0.010	0.990	0.975	1.006	0.220	
AIC complet	1180					1119					
R2 (Cox & Snell)	0.014					0.078					
R2 (Nagelkerke)	0.099					0.095					

a. See the categories in Figure 3.

Table 3. Multinomial logistic regression for Montreal Metropolitan Community study areas (dependent variable: buffer 55 - 64 dB(A)) (continued).

Category ^a	North Shore				South Shore					
	Coef.	OR	CI (95%)	Pr.	Coef.	OR	CI (95%)	Pr.		
	0-14 years old									
B	-0.023	0.977	0.962	0.993	<.0001	-0.054	0.947	0.935	0.959	<.0001
C	0.055	1.057	1.026	1.088	<.0001	0.059	1.061	1.040	1.081	<.0001
	65 and over									
B	-0.030	0.971	0.958	0.983	<.0001	-0.006	0.994	0.986	1.002	0.130
C	-0.010	0.990	0.966	1.014	0.400	-0.026	0.974	0.959	0.990	<.0001
	Low-income population									
B	-0.019	0.981	0.958	1.004	0.110	-0.026	0.975	0.959	0.991	<.0001
C	-0.082	0.921	0.875	0.971	<.0001	-0.089	0.915	0.890	0.940	<.0001
	Visible minorities									
B	-0.044	0.957	0.939	0.975	<.0001	-0.010	0.990	0.981	0.999	0.030
C	0.060	1.062	1.041	1.083	<.0001	0.051	1.053	1.044	1.061	<.0001
AIC complet	2802					4039				
R2 (Cox & Snell)	0.134					0.227				
R2 (Nagelkerke)	0.169					0.276				

a. See the categories in Figure 3.

3.5.3. Situations of single and double inequity

The analyses allow us to combine the two dimensions of environmental equity relative to exposure to road traffic noise: the probability of living near major traffic routes in noise disturbance zones and the likelihood of being protected by the presence of noise barriers when one resides near a major route. Analysis of the spatial distribution of the four population groups and of the location of noise barriers has enabled us to reveal three main cases in point: a doubly advantageous situation where the group is underrepresented in proximity to major routes and more present in zones protected by the presence of noise barriers (Situation 1); a corrective situation when the group is overrepresented in proximity to major traffic routes, but also more present in zones protected by a noise barrier (Situation 2); and, finally, a doubly disadvantaged situation wherein the group is not only overrepresented near major traffic routes, but is also underrepresented in zones protected by a noise barrier (Situation 3).

What are the situations in which the four groups analyzed find themselves and do they vary within the study area (Table 4)? Concerning children, when they live in the independent

municipalities of the Island of Montreal and on the South or North Shore, they are doubly advantaged (Situation 1), while those who live in the City of Montreal are in a corrective situation (Situation 2). In contrast, low-income individuals, regardless of their place of residence, are doubly disadvantaged (Situation 3). In turn, visible minorities are also doubly disadvantaged in Montreal (Situation 3), but in a corrective situation on the North and South Shores (Situation 2). Finally, the situation of seniors is more ambiguous because it varies greatly from one subregion to another. They are in a corrective situation in the City of Montreal, doubly advantaged in Laval, doubly disadvantaged on the South Shore and in a neutral situation on the North Shore since they are overrepresented there in proximity to major routes but they are also underrepresented in the zone with a disturbance level of 55-64 dB(A). Also, let us recall that the models of independent municipalities on the Island of Montreal and of the City of Laval do not conform to this type of situation since very few of those modalities are significant.

Table 4. Synthesis of equity situation in the subregions of the Montreal Metropolitan Community (MMC).

	Situation 1: doubly advantageous situation ^a	Situation 2: corrective situation ^b	Situation 3: doubly disadvantaged situation ^c
City of Montreal		Children, Seniors	Low-income individuals, Visible minorities
Independent municipalities	Children		Low-income individuals
Laval	Seniors		Low-income individuals
North Shore	Children	Visible minorities	Low-income individuals
South Shore	Children	Visible minorities	Low-income individuals, Seniors

This synthesis is based on the results reported in Table 2 and 3.

Non-significant results are not shown in the table.

a. The group is underrepresented in proximity to major routes and more present in zones protected by the presence of noise barriers.

b. The group is overrepresented in proximity to major traffic routes, but also more present in zones protected by a noise barrier.

c. The group is not only overrepresented near major traffic routes, but is also underrepresented in zones protected by a noise barrier.

The results show that some groups are less likely to be protected by noise barriers and that these same groups are also more likely to live within noise buffer zones along major traffic routes than others groups. When interpreting these results, one must remember that the built

environment can complicate the development of noise barriers . Indeed, we already addressed, in the literature background, the additional difficulties brought by height and density of buildings as well as road elevation especially in the city of Montreal. In this sense, the City of Montreal is, from the outset, a sub-region where it is more difficult to protect the various population groups from road noise. That said, the situation of certain groups does not seem to be affected by the geographical determinant and the built environment of the territory. This is particularly the case for children and low-income people. Indeed, children are generally in a favorable situation regardless of the sub-region where they live. As we discuss in literature review, the fact that they are more likely to live on local streets and in the suburban areas can be an explanation. Thus, we may suppose that, as much as possible, families with children, to reduce problems such as noise and atmospheric pollution and road insecurity, will avoid living near a major traffic route. Also, we may suggest that when they do reside near such a route, they will be inclined to either choose a zone protected from noise by a barrier or mobilize to obtain one.

Conversely, the situation is much more worrying for low-income people who are generally at a disadvantage in most subregions. It is possible to believe that, due to limited financial resources restricting their residential choices, they are more likely to live in urban environments with a number of problems (for example, proximity to major traffic routes, higher levels of atmospheric pollution and more noise) which lowers the value of housing so the acquisition cost (Kim, Park and Kweon 2007 ; Levkovich, Rouwendal and van Marwijk 2016 ; Sénécal, Archambault and Hamel 2000). For this purpose, a study in the City of Montreal (Sénécal, Archambault and Hamel 2000) revealed a larger number of low-rent lodgings and more social housing in a state of deterioration near Highways A-15 and A-40. It is possible to believe that this situation also applies to visible minorities living in the City of Montreal.

Nonetheless, it must be remembered that the doubly disadvantaged situation for visible minorities is only observed in the City of Montreal and not in the other subregions, contrary to that of low-income individuals. As for the suburbs, where visible minorities are in a corrective situation (that is, near major routes but protected by the presence of noise barriers). Indeed, while poor immigrants have been living in central Montreal for a long time, this phenomenon is relatively recent in the inner-ring suburbs (Charbonneau and Germain 2002). Thus, it is probable that in the inner-ring suburbs, the noise barriers were set up before the appearance of these phenomena of the suburbanization of poverty and of immigration. In this sense, since poor immigration does not yet appear in the remotest suburban subregions (mainly the North and South Shore), it is possible to believe that the visible minorities living there do not necessarily have low income.

Finally, note that the results obtained for the seniors are rarely significant. This situation can be attributed to the fact that this group is rather dispersed within the Montréal metropolitan area (Apparicio and al. 2010 ; Séguin, Apparicio and Negron 2013). However, as with visible minorities, this group also seems to be more sensitive to the geographic determinant since their situation varies widely from one sub-region to another.

3.6. Discussion

Thus, these explanatory factors allow, in part, to understand why the distribution of noise barriers in the MMC is unequal for some vulnerable groups. However, an unequal distribution of environmental “bads” by itself may not necessarily be unjust it is rather the “fairness” of the processes through which the distribution has occurred and the possibilities which individuals and communities have to avoid or ameliorate risk, which are important (Walker and al. 2005). That is why it is relevant not only to measure inequities but also to study why and how they are created. However, we are unable to determine whether this is a "procedural unfairness" considering that we did not investigate the elements for this purpose. To do so, individual surveys should be carried out in a future study to understand the presence of these groups near major traffic routes to know their motivations to live there. According to the environmental perception, as discussed by Hamersma and al. (2014); Hamersma and al. (2015), people with higher levels of income and education are more aware of the negative aspects of their environment (Kollmuss and Agyeman 2002). This could provide a possible explanation. Thus, all citizens are not equal when faced with municipal administrations, which introduces a potential procedural injustice. Following Hird and Reese (1998), we might formulate the hypothesis that property owners would be more likely to mobilize to reduce the nuisances, while renters would tend to tolerate environmental burdens since they cannot always afford a more expensive dwelling away from nuisance (Bryson 2013).

From a regulatory point of view, the operating mechanism of the policy on road traffic noise requires local mobilization so that the process of discussion with the Government of Quebec can be triggered. For this purpose, the first step in the process is for a municipality to request it from the Quebec Ministry of Transport after citizens have reported a problem. In terms of regulations, in Québec, the policy on noise is the only legal document on noise management and it does not require the municipalities to erect noise barriers because it does not have the force of law. Thus, this regulatory context means that there is an even more important role for public participation since municipalities could be inclined to wait for citizens to actively mobilize to that end before

erecting noise barriers. The capacity for public participation and citizen mobilization may, thus, constitute an explanatory dimension since social, political and institutional processes are inevitably intertwined with environmental injustices (Schlosberg 2007). Nonetheless, participation requires informational resources (knowledge of the harmful effects of noise on physical and mental health, and knowledge of administrative and municipal mechanisms), as well as financial resources (residents' ability to pay for the erection of barriers by the municipality, if necessary through higher property taxes). However, if no complaints are forwarded to City Council, the cities will not carry the file given the financial costs associated with such a request. The question to ask is therefore the following: Are the existing processes unfair to certain population groups with respect to road noise mitigation?

3.6.1. Limitations of the study

This study constitutes a first step in the analysis of spatial distribution of noise barriers on Montreal territory and it is based on a noise indicator which could be improved. Indeed, the technique used to delineate noise disturbance zones is an estimated proxy based on two main variables (speed permitted and average daily summer traffic with an average proportion of heavy vehicles at 10%). It does not allow us to consider a number of other elements which also have an impact on the level of noise, such as meteorological conditions, topography, and the presence of obstacles to noise on the territory. Indeed, it is very probable that after the first 2-3 rows of buildings, the level of noise diminishes more rapidly. The same is true for the presence of noise barriers, that is, that we were unable to consider their actual acoustic performance and their level of protection as a function of their characteristics (for example, height, materials, etc.). In this article, we are interested in the concentration of noise in residential environments, a place where people spend a certain number of hours of their day. Moreover, there may be a floating population, individuals who work near major axes for example, which is not taken into account in the study. Obviously, by focusing on noise exposure at the place of residence, we do not capture the real exposure of individuals as they move around cities. However, several recent articles dealing with nuisances such as noise have focused on exposure in several types of environments (Apparicio, Carrier, and al. 2016 ; Boogaard and al. 2009 ; Kraus and al. 2015). Finally, it would have been interesting to study subgroups that combine physiological vulnerability and socio-economic vulnerabilities (e.g. children from poor families or poor elderly) if only to confirm the hypothesis of the differentiated income of immigrants in the suburbs. Unfortunately, there are not enough census

data available at the dissemination area (DA) level to allow us to identify these doubly vulnerable groups.

3.7. Conclusion

This study has allowed us to observe that there are situations of inequity in terms of exposure to road traffic noise and the distribution of noise barriers for certain groups in subregions of the Montreal Metropolitan Community. Indeed, low-income individuals are doubly disadvantaged, both in Montreal and on the North and South Shores since, not only they are overrepresented in proximity to major traffic routes, but they also have a tendency to be less protected by the presence of noise barriers. As for visible minorities, they are doubly disadvantaged in the central city, while on the North and South Shores they are overrepresented in proximity to major traffic routes, but are more protected by the presence of noise barriers. Then, children are in a favourable situation in the central city and doubly advantaged on the North and South Shore, and in the independent municipalities of the Island of Montreal. Finally, the situation of seniors is more ambiguous since they are in a corrective situation in the City of Montreal, in a favourable situation in Laval, and disadvantaged on the South Shore. Thus, seniors are faced with situations which vary from one subregion to another. It is noteworthy that very few spatial patterns could be discerned for the independent municipalities of the Island of Montreal and the City of Laval since only children and seniors displayed significant modalities.

Also considering some challenges of erecting barriers in certain situations that are found in the City of Montreal, the question of the efficiency of barriers must be examined. Given the current regulatory situation which, at least partially, leaves the issue of erecting noise barriers up to citizen mobilization, the procedural dimension of environmental justice becomes central. As a consequence, there is a need for two types of further research: studies in the field of acoustics to evaluate the performance of noise barriers present on the territory of the MMC; and studies exploring the dimensions of procedural justice with respect to decisions concerning the erection of noise barriers.

Acknowledgments

The authors would like to thank the anonymous reviewers for their careful reading of our manuscript and their many insightful comments and suggestions. This study was financially supported by the Canada Research Chair in Environmental Equity (950-230813).

CHAPITRE 4 : DISCUSSION

Cette recherche avait pour objectif de déterminer si la distribution des écrans sonores mis en place pour contrer la concentration néfaste de bruit routier aux abords des axes majeurs de la Communauté métropolitaine de Montréal génère des situations d'iniquités environnementales pour quatre groupes de populations vulnérables. Ce chapitre discute des principaux résultats obtenus et propose quelques pistes d'interprétation plus approfondies. Comparativement à la discussion réalisée dans l'article scientifique, toutes les sections présentées ici reprennent de manière beaucoup plus élaborée certaines pistes d'explications rapidement survolées dans l'article. Finalement, les principales limites de ce projet de recherche sont présentées. À la lumière de celles-ci, nous évoquons ensuite quelques pistes de recherches futures.

4.1. Retour sur les résultats principaux

Certains constats majeurs se dégagent des résultats obtenus. Le tableau reporté en annexe permet de constater que près de 80% de la population de la CMM – et des sous-régions de la CMM – ne résident pas en zone de gêne sonore. Autrement dit, environ 20% (types A, B et C) de la CMM et de chaque sous-région sont touchés par la problématique du bruit routier. Toutefois, seulement une proportion marginale de la population, généralement autour de 4%, est protégée du bruit routier par la présence d'écrans sonores. Quel impact ce déficit de protection face au bruit routier a-t-il à l'égard des groupes de population étudiés? D'abord, nous pouvons affirmer que le groupe des enfants de moins de 15 ans représente le groupe le moins exposé au bruit routier, que ce soit en raison de sa plus faible présence à proximité des axes majeurs de circulation et/ou de sa plus grande présence derrière des écrans antibruit. À l'inverse, les personnes à faible revenu constituent le groupe le plus exposé au bruit routier tant par sa proximité aux axes majeurs que par l'absence de mesures de protection aménagées, et ce, indépendamment des sous-régions – à l'exception de la Ville de Laval. Ensuite, les situations des minorités visibles ainsi que des personnes âgées de 65 ans et plus varient en fonction des sous-régions. Par exemple, les populations appartenant aux minorités visibles sont moins protégées du bruit routier à Montréal où elles résident à la fois près des axes de circulation majeurs et dans des zones moins protégées du bruit routier par des écrans sonores alors qu'elles sont relativement avantagées dans les couronnes où elles habitent aussi près des axes majeurs, mais ont davantage tendance à être protégées du bruit par des écrans sonores. Pour ce qui est des aînés,

leur situation varie grandement d'un territoire à l'autre, si bien qu'il est plus difficile d'observer un patron spatial en particulier. Cela dit, on remarque tout de même à Montréal et à Laval, des situations relativement avantageuses puisqu'ils ont plus tendance à y être protégés du bruit par des écrans.

En somme, il semble que certains groupes soient plus avantagés vis-à-vis de leur protection contre le bruit routier lorsqu'ils habitent dans certaines sous-régions de la CMM. C'est notamment le cas des minorités visibles et des aînés. Le premier groupe étant plus protégé du bruit routier en banlieue dans les couronnes nord et sud et, inversement, le second groupe étant plus protégé à Montréal et à Laval. Pour d'autres groupes, la localisation géographique semble jouer un rôle beaucoup moins important. Par exemple, les enfants semblent se trouver en situation avantageuse quant à leur protection contre le bruit routier, quelle que soit la sous-région où ils habitent. Finalement, la situation est davantage préoccupante pour les personnes à faible revenu qui semblent rarement protégées du bruit routier, peu importe leur localisation géographique.

4.2. Facteurs explicatifs

Plusieurs facteurs peuvent être évoqués pour expliquer ces résultats. Trois types de facteurs semblent plus particulièrement pertinents : des facteurs liés au cadre bâti, d'autres à la géographie sociale montréalaise ainsi qu'au marché du logement, et enfin d'autres encore relevant de la justice procédurale et de l'équité compensatoire.

4.2.1. Cadre bâti

4.2.1.1. Rapport hauteur des bâtiments et des écrans sonores

La performance acoustique d'un écran sonore varie largement en fonction de ses caractéristiques physiques telles que la hauteur, le design, la forme, les matériaux, etc. Toutefois, selon plusieurs auteurs, la hauteur demeure la variable la plus importante quant à l'efficacité acoustique d'un écran sonore (MTQ 2012). De ce fait, la hauteur des bâtiments protégés par ce même écran antibruit devient, elle aussi, une variable importante. Autrement dit, cet élément est essentiel puisque les bâtiments de faible hauteur peuvent être protégés beaucoup plus facilement, et ce, simplement par la hauteur de l'écran. Ainsi, sur le territoire de la Communauté

métropolitaine de Montréal, c'est principalement en banlieue que l'on retrouve les bâtiments de plus faible hauteur puisque les bâtiments résidentiels y prennent essentiellement la forme de maisons unifamiliales détachées d'un ou deux étages (Figure 5.a). Par contre, plus le nombre d'étages est élevé, plus il s'avère difficile d'aménager des écrans sonores protégeant du bruit uniquement de par leur hauteur. D'ailleurs, au Québec, la taille maximale que prennent les écrans sonores est d'environ 8 mètres ce qui correspond à peu près à 2 ou 3 étages. Par conséquent, il n'est pas possible, ni même souhaitable, d'ériger des écrans aussi élevés que certaines tours d'habitation. Le cas échéant, il est nécessaire d'avoir recours à des techniques plus sophistiquées permettant d'augmenter la hauteur effective d'un écran sans avoir à augmenter sa hauteur réelle afin de protéger les étages supérieurs d'un bâtiment (Kotzen et English 2009).

4.2.1.2. Performance acoustique des écrans

Certaines techniques permettent d'augmenter la hauteur effective d'un mur antibruit, c'est-à-dire le nombre d'étages protégés du bruit routier par la présence d'un écran sonore sans avoir besoin d'augmenter la réelle hauteur de cet écran. Celles-ci relèvent principalement du design et des matériaux de l'écran. Pour plus de détails sur ces techniques, on pourra notamment consulter : Alfredson (1995), Ekici et Bougdah (2003), Embleton (1988), Ishizuka et Fujiwara (2004), Watts, Crombie et Hothersall (1994); Watts (1995, 1996). Évidemment, ce type de techniques s'avère plutôt coûteux et procure une faible augmentation de l'efficacité d'un écran par rapport à celle que procure la hauteur elle-même. En outre, l'ajout de végétation sur un écran sonore solide peut aussi œuvrer à titre de matériau absorbant. En effet, il est souvent recommandé de recouvrir un mur antibruit plat de végétation telles que des plantes grimpantes puisque le feuillage fait en sorte de dissiper davantage le bruit (Cook 1981 cité dans Ekici et Bougdah 2003). D'autant plus qu'opter pour de la végétation s'avère moins coûteux que d'autres types de matériaux absorbants. À cet effet, les relevés de terrain ont permis de mettre en évidence le fait que la très grande majorité des murs antibruit observés sur le territoire d'étude sont plats, certains d'entre eux sont recouverts de végétation ou encore de motifs en relief. En effet, au Québec, le type d'écran antibruit privilégié demeure les écrans plats en béton puisque ce matériau demande beaucoup moins d'entretien pour préserver son bon état à travers le temps et a aussi une importante durée de vie de 30 ans (MTQ 2012). D'ailleurs, dans la CMM, l'ajout de motifs en relief sur les murs antibruit semble être une solution plus utilisée pour réduire le phénomène de la réflexion des ondes sonores. Contrairement à la végétation, essentiellement efficace pendant

la saison estivale, l'ajout de motifs en relief est une solution efficace en toutes saisons.. Finalement, en dépit de la pertinence de ces techniques, pour qu'elles soient mises en place au Québec, il serait intéressant d'avoir de plus amples informations sur la manière dont la neige affecte l'efficacité de ces techniques ainsi que leurs besoins d'entretien. En effet, que ce soit l'ajout de bordures, de matériaux absorbants ou de végétation, il est probable que l'ensemble de ces techniques a une efficacité variable en situation hivernale (Embleton 1988).

En somme, les techniques permettant de protéger les bâtiments résidentiels en hauteur demeurent limitées au niveau de leurs performances acoustiques et relativement coûteuses. Ainsi, il est possible de faire l'hypothèse que les administrations municipales peuvent être moins enclines à doter ces secteurs d'écrans antibruit, considérant que les étages supérieurs ne profiteront pas de la mise en place de ces écrans. Le cas échéant, ce sont les tours d'habitation en bordure de la nuisance qui feront office d'écrans sonores aux autres bâtiments plus éloignés. Cette situation est d'autant plus préoccupante considérant que les bâtiments résidentiels en hauteur ont tendance à être situés à proximité des voies majeures de circulation, plus particulièrement dans la Ville de Montréal. Or, il serait plus approprié que l'aménagement du territoire se fasse de la façon inverse c'est-à-dire, de manière à ce que les bâtiments de faible hauteur se situent à proximité des axes majeurs de circulation étant donné qu'ils peuvent être protégés du bruit routier plus facilement. Quant aux bâtiments de plusieurs étages, il serait préférable que ceux-ci soient situés plus loin des axes majeurs de circulation puisque, comme le rappelle le Ministère des Transports (MTQ) dans son guide *Combattre le bruit de la circulation routière*, pour ce type de bâtiments en hauteur, la distance d'éloignement par rapport à l'axe de circulation demeure la mesure de protection contre le bruit routier la plus appropriée (Girard 1996).

4.2.1.3. Densité et taille de l'emprise

Jusqu'à maintenant, nous avons abordé la question des murs antibruit. Toutefois, rappelons que les buttes végétales constituent une alternative intéressante au mur antibruit de béton traditionnel. Celles-ci sont tout autant efficaces au niveau de leur performance acoustique d'autant plus qu'elles augmenteraient la hauteur effective de l'écran en permettant une diffusion du bruit plus importante par absorption et par double diffraction de celui-ci sur chaque côté de la pente (Ekici et Bougdah 2003). Malgré l'intérêt qu'elles présentent, les buttes végétales nécessitent une emprise beaucoup plus large que celle d'un mur antibruit puisqu'elles exigent une importante accumulation de terre. D'ailleurs, il est généralement préférable qu'elles soient

envisagés au tout début du processus de planification de la voie de circulation ou de la construction résidentielle (Girard 1996).

La densité du cadre bâti constitue donc un élément important pouvant influencer la taille de l'emprise disponible puisque dans les secteurs de forte densité, l'espace entre le bâti et le tronçon routier est considérablement réduit offrant de ce fait, une emprise plus étroite. Par conséquent, la densité affecte indirectement le type d'écran sonore qu'il est possible d'aménager en raison de l'emprise qu'elle libère. Par conséquent, comme l'emprise est souvent limitée en milieu urbain densément bâti, le mur antibruit est souvent la seule solution envisageable parmi les différents types d'écrans étant donné qu'il ne nécessite pas une emprise particulièrement large. À l'inverse, en milieu suburbain de faible densité, l'emprise est généralement plus grande permettant ainsi l'aménagement de buttes végétales. De plus, ajoutons que les buttes végétales sont, en moyenne, significativement moins coûteuses par kilomètre que les murs antibruit.

Ces contraintes de coûts et d'espace liées à la densité urbaine sont bien présentes sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. En effet, il en résulte que dans la Ville de Montréal, 85% des écrans sonores sont des murs antibruit alors que pour les sous-régions suburbaines (la Ville de Laval et les couronnes nord et sud), au moins 70% des écrans sonores sont des buttes végétales. Face à ces constats, il est possible de croire, qu'à montants dépensés équivalents, une municipalité densément construite possèdera moins de kilomètres d'écrans sonores qu'une municipalité de faible densité étant donné que la première peut difficilement avoir recours aux buttes végétales afin d'atténuer le bruit routier et de ce fait, réduire les coûts par kilomètre.

4.2.1.4. Élévation des axes de circulation et période de développement

L'élévation des axes majeurs de circulation représente aussi un élément pouvant complexifier l'aménagement d'écrans sonores. Bien que les axes de circulation se trouvent généralement au niveau du sol, ils peuvent aussi être surélevés ou en tranchée. Étant en partie liée à la densité, l'élévation de ces axes est une contrainte que l'on retrouve principalement en milieu urbain dense soit, essentiellement au sein de la Ville de Montréal. D'abord, les structures routières surélevées sont particulièrement problématiques au niveau de la propagation du bruit routier (Embleton 1988). Les niveaux de bruit sont beaucoup plus importants à partir du niveau de l'axe routier alors qu'ils sont généralement plus faibles sous la structure. À Montréal, dans leur

état actuel, les structures routières surélevées n'ont pas la capacité de recevoir, ni en termes d'espace disponible ni en termes de charge, l'aménagement de murs antibruit. En effet, compte tenu de leur âge avancé, plusieurs structures routières présentent des signes de dégradation importants qui peuvent réduire significativement leur capacité portante (MTQ 2005). De plus, on trouve sur ces segments autoroutiers bon nombre d'entrées et de sorties d'autoroute. Ainsi, il s'avère pratiquement impossible d'y ériger des murs antibruit puisque cela aurait pour conséquence de réduire la visibilité au niveau des distances d'insertion pour les automobilistes ce qui, en somme, diminuerait la sécurité routière. En fait, dans cette situation, la principale solution possible serait de planifier la mise en place de murs antibruit lorsque ces segments autoroutiers seront reconstruits ou réaménagés dans les années futures. C'est notamment le cas de l'autoroute 40 surélevée dans le secteur de Villeray–Saint-Michel et de l'autoroute 720 dans le secteur de Petite-Bourgogne.

Ensuite, les axes routiers en tranchée peuvent, eux aussi, favoriser la propagation du bruit. D'ailleurs, l'aménagement d'écrans sonores peut également amplifier la propagation du bruit, créant ainsi ce que l'on nomme un effet de canyon (Sanchez et al. 2016). En effet, les structures en tranchée étroite dont les murs de soutènement sont parallèles et sans matériau absorbant favorisent la multiplication des ondes sonores par réflexion entre les murs parallèles se propageant ensuite à l'extérieur de la structure routière (Sakamoto, Seimiya et Tachibana 2002). Ainsi, les niveaux de bruit sont beaucoup plus élevés près d'une structure en tranchée lorsque les multiples réflexions sortent de cette structure (Jonasson 1972 ; Embleton 1988). Évidemment, l'option ultime pour minimiser le bruit de ce type d'autoroute est d'en faire la couverture complète (Embleton 1988) telle que c'est le cas pour le tronçon de l'autoroute Ville-Marie traversant le centre-ville de Montréal, ainsi que pour un petit tronçon de l'autoroute 15. Toutefois, cette option demeure très coûteuse puisqu'elle exige l'installation de systèmes d'éclairage et de ventilation à l'intérieur du tunnel (Embleton 1988). Cela dit, d'autres techniques sont disponibles et peuvent représenter des alternatives à moindres coûts. D'abord, il est possible de recouvrir chaque côté de la tranchée par un revêtement absorbant pour limiter la réflexion des ondes sonores à l'extérieur de la structure (Sakamoto, Seimiya et Tachibana 2002 ; Embleton 1988). Ensuite, lorsque l'espace le permet, il est aussi possible d'ajouter une inclinaison de plus de 45 degrés aux murs de soutènement pour éviter la réflexion des ondes de bruit sur chacun des murs. Finalement, la couverture partielle de la tranchée peut également permettre de réduire la propagation du bruit. Cette technique implique l'aménagement qu'une casquette, de faible hauteur qui s'installe au niveau des glissières de sécurité venant recouvrir une partie de l'autoroute. Toutefois, la

couverture partielle crée aussi de multiples réflexions sonores à l'intérieur de la structure. Ainsi, il faudra tout de même appliquer un revêtement absorbant sur les murs de soutènement pour limiter la réflexion des ondes sonores à l'extérieur de la structure (Sakamoto, Seimiya et Tachibana 2002 ; Embleton 1988). En somme, les secteurs résidentiels situés à proximité des segments autoroutiers surélevés et en tranchée sont très difficiles à protéger du bruit routier, du moins, il en coûterait extrêmement cher. D'autant plus, que l'on retrouve principalement des bâtiments résidentiels de plusieurs étages à proximité puisque ces segments autoroutiers sont principalement situés en milieu urbain dense. À cet égard, nous avons déjà évoqué la difficulté à protéger des bâtiments résidentiels en hauteur par l'aménagement d'écrans sonores.

Au-delà des difficultés techniques, les périodes historiques de planification urbaine constituent aussi un élément explicatif permettant de comprendre pourquoi munir ces structures autoroutières de protection contre le bruit est si complexe. À Montréal, ces tronçons autoroutiers surélevés ont été construits dès 1950 sous l'égide des courants fonctionnalistes et modernistes alors que l'on planifiait la ville essentiellement pour l'automobile. En fait, « la recherche de la vitesse et de la fluidité du transport motorisé » jusqu'au cœur de la ville constituait l'objectif ultime (Sénécal, Archambault et Hamel 2000, 127). Ainsi, ces tronçons traversent des espaces qui, à l'époque, étaient déjà densément construits. Ils ont donc exigé la démolition de nombreux bâtiments des quartiers centraux pour faire place à des kilomètres autoroutiers (Sénécal, Archambault et Hamel 2000). Étant donné que la pollution atmosphérique et le bruit provenant des axes routiers constituent une problématique relativement récente, il est probable que celle-ci n'ait pas constitué une importante préoccupation lorsque ces structures autoroutières sont venues s'insérer dans plusieurs quartiers centraux. À ce sujet, pour parler de la non-planification du redéveloppement des marges latérales des tronçons autoroutiers les auteurs écrivent que « le choix initial du tracé et le type de technologie tenaient probablement davantage des contraintes budgétaires et technologiques (pilotis, tranchée ou tunnel) que sociales ou environnementales » (Sénécal, Archambault et Hamel 2000, 124).

4.2.2. Géographie sociale et dynamiques résidentielles

4.2.2.1. *Exode des familles*

La géographie sociale de la Communauté métropolitaine de Montréal et plus particulièrement les dynamiques résidentielles peuvent fournir d'autres pistes d'explication. Nous avons déjà évoqué la situation très avantageuse dans laquelle se trouvent les enfants de moins de 15 ans. Des quatre groupes étudiés, ceux-ci constituent le groupe de population le plus souvent sous-représenté à proximité des axes majeurs et celui dont la probabilité d'habiter en zones protégées du bruit est la plus souvent significative pour les différentes sous-régions. La principale explication à une telle situation est essentiellement liée à l'environnement dans lequel habite généralement ce groupe de population. En effet, les familles avec enfants ont tendance à habiter sur des rues locales dans des quartiers résidentiels où la circulation automobile est moindre. Ceci étant, on retrouve donc moins de familles avec enfants à proximité des axes majeurs (Carrier, Apparicio et Séguin 2016b). De plus, l'exode des familles avec enfants vers la banlieue est un facteur explicatif supplémentaire. En effet, selon l'Institut de la Statistique du Québec (2017), Montréal enregistre, depuis une douzaine d'années, d'importants taux nets de migrations chez les 15-24 ans qui représentent l'afflux d'étudiants en provenance des autres régions. Toutefois, chez les 0-14 ans et les 25-44 ans, qu'on associe généralement aux jeunes familles, les taux nets de migrations interrégionales de la métropole sont particulièrement négatifs (Payeur et St-Amour 2017). Cette baisse des familles avec enfants s'effectue essentiellement au profit des banlieues des régions adjacentes (Laval, Lanaudière, Laurentides et la Montérégie) qui font des gains importants au niveau des taux nets de migrations chez ces deux mêmes groupes d'âge (Payeur et St-Amour 2017). Heureusement pour les jeunes familles qui quittent Montréal, la présence d'écrans antibruit est plus importante dans les sous-régions en périphérie de Montréal (Laval puis les couronnes nord et sud).

Cet exode des familles avec enfants vers la banlieue a eu cours pendant les dernières décennies. Il est notamment attribuable à une plus grande facilité d'accès à la propriété et aux préférences résidentielles dans le choix du lieu de résidence. La sécurité et la faible circulation automobile figurent parmi les principales raisons expliquant pourquoi, aux yeux de nombreux parents, la banlieue représente le lieu idéal pour y élever des enfants (Fortin, Després et Vachon 2011). Les enfants peuvent ainsi circuler dans la rue et y jouer sans danger. En revanche, le principal danger associé à la ville et ses quartiers centraux renvoie au fait que les risques

d'accident liés à la circulation automobile y seraient plus élevés. D'ailleurs, quelques études ont montré qu'il existe un lien entre le fait d'habiter dans un environnement avec une exposition élevée au trafic routier et une perception négative de cet environnement pour y élever des enfants, et ce, spécifiquement pour les activités qui se pratiquent à l'extérieur de la maison (Glik, Kronenfeld et Jackson 1991 ; Lam 2001 ; Mullan 2003). Ainsi, on peut supposer que les familles avec enfants, pour réduire leur insécurité face au trafic routier, vont éviter, dans la mesure du possible, de résider aux abords d'un axe majeur. Toutefois, comme le trafic routier est généralement associé à d'autres types de nuisances telles que le bruit et la pollution atmosphérique, les jeunes familles qui s'établissent loin du trafic routier se trouvent, par le fait même, à s'établir loin des autres nuisances qu'il génère. Ainsi, qu'ils soient conscients ou non des effets néfastes du bruit routier, ceci expliquerait que les enfants soient généralement sous-représentés à proximité des autoroutes. Aussi, on peut formuler l'hypothèse que lorsqu'elles résident à proximité d'un tel axe, les jeunes familles seront portées à choisir une zone protégée de la circulation routière et de ces désagréments – dont le bruit – par un écran ou encore elles se mobiliseront plus activement afin d'en obtenir puisqu'un écran sonore constitue une barrière physique avec la circulation routière.

Finalement, soulignons que les résultats obtenus pour les aînés sont rarement significatifs. Il est possible d'attribuer cette situation au fait que l'on assiste, depuis quelques décennies, à une progressive dispersion de ce groupe au sein de la région métropolitaine de Montréal (Séguin, Apparicio et Negron 2013). En effet, selon une étude s'étant intéressée à la répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006, la région de Montréal présente de faibles indices de ségrégation (Séguin, Apparicio et Negron 2013). Cela peut donc constituer une piste d'explication aux résultats souvent non significatifs obtenus pour ce groupe de population.

4.2.2.2. Marché du logement et valeurs foncières

Nous avons déjà évoqué, dans la revue de littérature, l'influence que les dynamiques du marché de l'habitation ont sur les groupes moins nantis pour lesquels leurs moyens financiers représentent une contrainte déterminante dans le choix du lieu de résidence. C'est notamment le cas des personnes à faible revenu qui se trouvent dans une situation particulièrement préoccupante quant à leur protection contre le bruit routier, et ce, pour chacune des sous-régions de la CMM. Cette situation est aussi celle des minorités visibles qui habitent sur le territoire de la Ville de Montréal. Plusieurs études ont montré que les minorités visibles composent une

importante part de la population à faible revenu dans les régions métropolitaines canadiennes – dont la région métropolitaine de Montréal (Heisz et McLeod 2004 ; Statistics Canada 2001 ; MacDonnell, Embuldeniya et Ratanshi 2004). En effet, non seulement elles ont un revenu d'emploi moyen inférieur à l'ensemble de la population au Québec et au Canada (Deslauriers 2013 ; Statistics Canada 2001), mais elles sont aussi près de deux fois plus susceptibles d'avoir un revenu sous les seuils de faible revenu (Statistics Canada 2001). Cela dit, au sein de la CMM, les minorités visibles ayant un faible revenu semblent se concentrer essentiellement dans les quartiers centraux de la ville de Montréal et de certains quartiers des banlieues de premières couronnes. Autrement dit, c'est principalement dans les quartiers centraux et les banlieues de la première couronne que ces deux phénomènes – soit la pauvreté et le fait d'appartenir aux minorités visibles – se superposent. Pour le reste de la CMM, les concentrations de personnes à faible revenu et de minorités visibles se situent dans des quartiers différents.

Ainsi, il est possible de croire qu'à Montréal, en raison de leur situation financière précaire, ces groupes sont plus susceptibles d'habiter dans des environnements urbains cumulant plusieurs nuisances (ex. proximité aux axes majeurs de circulation, niveaux de pollution atmosphérique et sonore plus élevés) et moins d'éléments positifs (ex. végétation) (Carrier, Apparicio, Kestens, et al. 2016). En effet, la combinaison de plusieurs nuisances et de peu d'éléments positifs affecte généralement à la baisse la valeur des logements (Brandt et Maennig 2012 ; Kim, Park et Kweon 2007 ; Levkovich, Rouwendal et van Marwijk 2016 ; Senetra, Szczepanska et Wasilewicz-Pszczółkowska 2014 ; Wilhelmsson 2000 ; Sénécal, Archambault et Hamel 2000). D'ailleurs, une étude spécifiquement effectuée sur la ville de Montréal (Sénécal, Archambault et Hamel 2000) a montré que l'on retrouve, à proximité des tronçons surélevés et en tranchée des autoroutes A-15 et A-40, une plus forte présence de logements à faible valeur locative et de logements sociaux en état de dégradation. En fait, « l'autoroute urbaine crée un axe de dévalorisation, sur une frange étroite » qui se limite essentiellement à la première rangée de bâtiments (Sénécal, Archambault et Hamel 2000, 133). D'ailleurs, les auteurs comparent cette première rangée de bâtiments à une barrière « qui protège l'habitat de qualité fortement valorisé » des zones résidentielles situées derrière (Sénécal, Archambault et Hamel 2000, 140). Dans une section précédente, portant sur l'élévation des infrastructures routières, nous avons évoqué le contexte historique de planification dans lequel ce type d'infrastructures a été construit pour accélérer les déplacements automobiles à l'échelle métropolitaine sans penser aux effets néfastes d'un trafic automobile aussi important à l'échelle locale, pour les riverains. Nous constatons maintenant les impacts d'une telle planification sur les patrons sociospatiaux puisque

les groupes ayant des ressources financières restreintes sont surreprésentés le long des axes routiers ne bénéficiant pas de protection contre le bruit routier. En définitive, il serait intéressant d'approfondir les connaissances liées à cette situation, et ce, à la lumière du phénomène que Konisky (2015) nomme la transition (ou évolution) de quartier. Celui-ci réfère aux changements des caractéristiques socio-économiques de la population d'un quartier qui suivent l'arrivée ou le départ d'une nuisance ou d'un élément positif afin de voir si celui-ci s'applique à Montréal. Ainsi, il serait intéressant d'évaluer la possibilité d'une transition de quartier ayant eu lieu par le passé ou pouvant éventuellement se produire.

4.2.2.3. Suburbanisation de la pauvreté et de l'immigration

Bien que la situation doublement désavantageuse des personnes à faible revenu s'observe pour toutes les sous-régions de la CMM, rappelons toutefois que pour les minorités visibles, cette situation s'applique seulement à la ville de Montréal. Pourtant, on trouve aussi des minorités visibles à faible revenu dans certains quartiers de la Ville de Laval, notamment Pont-Viau, Laval-des-Rapides et Chomedey. En effet, dans les dernières décennies, on a observé une importante suburbanisation de la pauvreté principalement dans les banlieues plus anciennes de première couronne (Ades, Apparicio et Séguin 2012). Ces banlieues ont aussi connu une importante diversification sociale puisque non seulement la population y est vieillissante, mais elle présente également une plus grande pluralité d'origines ethnoculturelles (Charbonneau et Germain 2002). Par ailleurs, Charbonneau et Germain (2002, 313) écrivent que « si la pauvreté est présente depuis longtemps dans les espaces périphériques, ce n'est pas le cas des immigrants pauvres », un fait relativement récent. Ainsi, cette suburbanisation de l'immigration se manifeste essentiellement par une hausse plus importante de la population immigrante « de certaines municipalités périphériques au détriment des municipalités centrales » (Vézina et Houle 2017, 17). Par exemple, dans la région métropolitaine de Montréal, la proportion d'immigrants est passée de 27,6% à 33,4% pour la ville-centre soit, une augmentation de 5,8 points de pourcentage entre 2001 et 2011 alors que les villes de Laval et de Longueuil sont respectivement passées de 15,5% à 24,6% puis de 9,1% à 14,7% pour la même période soit, des hausses respectives de 9,1 et de 5,6 points de pourcentage (Vézina et Houle 2017). Ainsi, Vézina et Houle (2017, 17) précisent « [qu']avec près de 25 % d'immigrants, Laval compte parmi les municipalités ayant le pourcentage le plus élevé d'immigrants au sein de la [Région métropolitaine de recensement] de Montréal ».

Ce phénomène de suburbanisation de la pauvreté et de l'immigration que l'on observe dans certains quartiers plus anciens de première couronne est principalement dû au fait que ceux-ci se sont dégradés au fil du temps. En effet, des travaux effectués sur la ville de Québec ont montré que les banlieues de première couronne, construites entre 1950 et 1975 – où le petit bungalow domine le paysage et où l'on retrouve de nombreux immeubles locatifs – se distinguent de celles qui ont été édifiées dans le dernier quart du 20^e siècle puisqu'elles constituent désormais des secteurs vieillissants et ne répondent plus nécessairement aux besoins des familles d'aujourd'hui (Fortin, Després et Vachon 2011). Ainsi, il est possible de croire que la dégradation progressive de ces quartiers leur a permis de devenir d'importants points de chute pour les ménages à faible revenu et/ou issus de l'immigration puisque ces groupes aux moyens financiers restreints peuvent désormais accéder à la propriété plus facilement dans ces secteurs moins attractifs où le prix des maisons est moindre. En dépit de l'immigration pauvre que l'on retrouve à Pont-Viau, Laval-des-Rapides et Chomedey, ces vieux quartiers de banlieues profitent toutefois de protection contre le bruit routier contrairement à la situation montréalaise. En effet, dans le cas de la Ville de Laval, les écrans antibruit datent, pour la plupart, des années 1980 et 1990⁵. Ainsi, il est probable que ces écrans aient été aménagés bien avant l'appauvrissement et l'immigration massive de ces quartiers.

En ce qui concerne les banlieues des couronnes nord et sud, ces deux phénomènes – soit la pauvreté et le fait d'appartenir aux minorités visibles – semblent moins superposés puisque les concentrations de personnes à faible revenu et de minorités visibles se situent dans des quartiers différents. Ainsi, il est possible que dans les banlieues plus éloignées des couronnes, les personnes à faible revenu et les minorités visibles constituent deux groupes distincts. En d'autres termes, il est probable que les minorités visibles y aient moins tendance à être pauvres. Le cas échéant, nous pourrions formuler l'hypothèse que les minorités visibles auront tendance à choisir une zone protégée du bruit par un écran sonore puisqu'elles disposent des capacités financières d'habiter des secteurs plus attractifs où l'on retrouve une nuisance environnementale comme le bruit, mais où il y a également une protection pour limiter son impact. Cette hypothèse expliquerait ainsi que les minorités visibles soient en situation de correction (c'est-à-dire à proximité des axes majeurs, mais protégés par la présence d'écrans antibruit) dans les couronnes alors que les personnes à faible revenu ne le sont pas.

⁵ En consultant le catalogue unifié des bibliothèques gouvernementales du Québec (CUBIQ), on remarque que plusieurs études de climat sonore ont été réalisées à Laval entre 1980 et 1994. Cela dit, quelques études sonores ont été effectuées vers 2006-2007.

4.2.3. Éléments procédural et réglementaire

4.2.3.1. *Aspect juridique de la Politique sur le bruit routier et participation publique*

Les iniquités de protection contre le bruit routier représentent également un enjeu de justice procédurale, celui-ci étant essentiellement lié à la conjoncture réglementaire. Deux éléments principaux interviennent au niveau réglementaire; d'abord, la nature juridique de la Politique sur le bruit routier, puis la procédure de modification des documents de planification devant tenir compte de la politique. Dans un premier temps, la Politique sur le bruit routier est le seul document juridique encadrant cette nuisance au Québec. De plus, à la différence d'un règlement normatif, une politique n'a pas un caractère contraignant. En effet, elle constitue plutôt un document dictant des orientations générales reflétant la manière dont le gouvernement perçoit le développement du territoire dans un domaine d'activités précis. Ainsi, elle peut donc demeurer vaste et être sujette à interprétation dépendamment des critères et préoccupations propres à chaque municipalité régionale de comté (MRC) (et villes et agglomérations exerçant les compétences d'une MRC telles que Laval, Mirabel, l'agglomération de Montréal et de Longueuil). Par conséquent, la nature même de la Politique sur le bruit routier ne contraint pas les MRC à tenir compte de l'aménagement d'écrans sonores dans leurs documents de planification. En d'autres termes, la Politique sur le bruit routier n'a pas force de loi.

Dans un deuxième temps, le fonctionnement de la procédure de modification des documents de planification représente aussi un obstacle important à l'application de la Politique sur le bruit routier. Selon ce qu'indique la Politique, ce sont les municipalités régionales de comté (MRC) qui, dans leurs documents de planification – le Schéma d'Aménagement et de Développement (SAD) et le Document Complémentaire (DC) –, doivent « fixer des règles minimales en matière de zonage ou de lotissement pour obliger les municipalités locales de leur territoire à adopter des dispositions réglementaires pour atténuer les impacts sonores » (MTQ 1998, 7). Techniquement, ces documents doivent être révisés tous les cinq ans tels que l'indique la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (L.A.U.). Or, il en est autrement en pratique puisque « l'exercice de révision accuse de nombreux retards dans plusieurs MRC » (MAMR 2007, 18). Cette situation est notamment liée à la lourdeur des règles de procédures qui encadrent la modification et la révision des SAD. En effet, la procédure comporte un grand nombre d'étapes d'autant plus que de multiples acteurs doivent y prendre part (MAMR 2007). En outre, les MRC ont la possibilité de continuer à agir par des moyens détournés – comme l'adoption d'un règlement

de contrôle intérimaire (RCI) – durant de longues périodes de temps, et ce, sans qu'il n'y ait de conséquences liées au non-respect des échéances fixées.

Finalement, il est généralement admis chez les élus municipaux qu'il est « plus avantageux de conserver des dispositions [...] moins contraignantes contenues dans les schémas de première génération ». En effet, dans plusieurs cas, les premières MRC ayant révisé leurs schémas et répondu aux attentes gouvernementales s'estiment pénalisées par rapport à celles qui ne l'ont pas fait. En somme, une telle situation réglementaire ne favorise pas l'application de la politique sur le bruit routier puisque les municipalités pourraient être portées à conserver des normes moins contraignantes leur permettant ainsi d'urbaniser les zones se trouvant à proximité du réseau autoroutier affectées par un niveau de bruit élevé sans devoir les protéger par l'aménagement d'écrans sonores. Nous pouvons faire l'hypothèse que cela leur permettrait de capter l'impôt foncier lié aux développements résidentiels sans avoir à déboursier des fonds publics pour leur protection par des écrans sonores. D'ailleurs, pour appuyer cette hypothèse, certaines recherches et rapports gouvernementaux ont mis en évidence la faible diversification des sources de financement auxquels ont accès les municipalités locales et son impact sur l'aménagement du territoire. En effet, Meloche, Vaillancourt et Boulenger (2016) rapportent qu'en 2013, les taxes représentaient en moyenne 56,1% du financement des municipalités locales du Québec, dont 85% provenaient de l'impôt sur les valeurs foncières. Cette importante dépendance envers l'impôt foncier participe grandement à la pression pour l'étalement urbain puisque les municipalités qui souhaitent augmenter leurs revenus choisissent généralement d'étendre davantage leur périmètre urbain (UMQ 2012). Ainsi, ce périmètre pourrait éventuellement s'étendre à proximité des infrastructures routières si, par exemple, une municipalité ne disposait plus d'autres terres de choix à développer.

4.2.3.2. Équité et participation publique

La conjoncture réglementaire relative à la mise en place d'écrans sonores évoquée précédemment laisse croire que l'implication citoyenne revêt un rôle d'autant plus important. En effet, la première étape du processus est qu'une municipalité en fasse la demande au ministère des Transports du Québec après que des citoyens aient rapporté un problème. Or, si aucune plainte n'est acheminée au conseil municipal, les villes ne seront pas enclines à porter le dossier étant donné les coûts financiers rattachés à une telle demande (MTQ 1998). La question à se poser est donc la suivante : Est-ce que les processus existants sont inéquitables à l'égard de

certaines groupes de la population en ce qui concerne les mesures d'atténuation au bruit routier que sont les écrans sonores?

Ainsi, la dimension de la justice procédurale revêt une grande importance puisque « an unequal distribution of environmental “bads” by itself may not necessarily be unjust it is rather the ‘fairness’ of the processes through which the distribution has occurred and the possibilities which individuals and communities have to avoid or ameliorate risk, which are important » tels que l'indiquent Carrier et Apparicio (2019 – à paraître) et Walker et al. (2005). Toutefois, à la lumière de l'analyse effectuée, nous ne sommes pas en mesure de déterminer s'il s'agit d'une « iniquité procédurale », car nous n'avons pas investigué cette dimension. Pour ce faire, il faudrait effectuer des enquêtes individuelles dans une étude future pour comprendre la présence de ces groupes aux abords des axes autoroutiers afin de connaître leurs motivations pour s'y localiser, comme l'a fait Hamersma et al. (2014; 2015). Malgré que nous n'ayons pas étudié la protection au bruit routier sous l'angle de la justice procédurale, nous pouvons tout de même effectuer l'analyse suivante en se basant sur les différentes conceptions de l'équité évoquées par Talen (1998) : nous retrouvons essentiellement deux types d'iniquités sur le territoire de la CMM soit, les iniquités reposant sur la demande (politique) et les iniquités reposant sur la notion de marché où la volonté et la capacité de payer pour un service sont des facteurs clés.

La première forme d'iniquité possible est celle basée sur la demande politique (Apparicio et Séguin 2006 ; Talen 1998). Afin d'illustrer ce type d'iniquité, Apparicio et Séguin (2006, 26) donnent l'exemple selon lequel « les quartiers des couches supérieures [auraient] ainsi, [...] plus ou de meilleures bibliothèques municipales, car la demande y [serait] plus forte pour ce genre de services et la capacité de réclamer avec succès ce type d'équipements y [serait] aussi plus grande ». Suivant cette logique, il est possible de croire qu'on retrouvera davantage d'écrans sonores dans les quartiers où la demande pour ce type d'équipements est plus forte c'est-à-dire où les résidents ont la capacité de les réclamer, en se mobilisant par le biais d'une forte organisation citoyenne. Ces dernières années, de nombreux articles de presse ont d'ailleurs révélés qu'à l'intérieur de la CMM, plusieurs groupes de citoyens se mobilisent et font pression sur les gouvernements via des consultations publiques, des pétitions, des plaintes ou même des recours collectifs pour obtenir l'aménagement d'écrans sonores. C'est notamment le cas à Baie-d'Urfé et Beaconsfield, soit des municipalités indépendantes de l'île de Montréal. C'est aussi le cas à Laval, à Mascouche sur la couronne nord, puis à La Prairie et Beauharnois sur la couronne Sud (Infosuroit.com 2011 ; Ville de Beaconsfield 2015 ; Assemblée Nationale du Québec 2013 ; St-Amour 2016 ; Limoges 2014 ; Lemieux 2017). Dans une telle situation, être protégé du bruit

routier reposerait essentiellement sur la capacité citoyenne à se mobiliser. Toutefois, cette capacité et/ou volonté à prendre part au processus de participation varie beaucoup d'un individu à l'autre. D'ailleurs, la participation publique nécessite de disposer de plusieurs ressources de nature informationnelle. En effet, les individus qui se mobilisent pour l'aménagement d'écrans sonores sont généralement informés des effets néfastes du bruit routier sur la santé. Ils disposent souvent de connaissances sur les mécanismes administratifs et municipaux et ont la capacité de s'exprimer dans un langage technique spécialisé dans les assemblées publiques (Séguin et Apparicio 2013). Selon le concept de perception environnementale, les personnes avec des niveaux de revenu et de scolarité plus élevés sont davantage conscientisées par les aspects négatifs de leur environnement. Toutefois, rappelons que le fait d'être conscientisé n'est pas nécessairement garant d'un comportement pro-environnemental (Kollmuss et Agyeman 2002).

La deuxième forme d'iniquité possible est celle définie en fonction du marché, c'est-à-dire qu'elle se base sur la volonté et la capacité de payer des résidents pour l'obtention d'un service. Dans cette situation, l'implication citoyenne se fait essentiellement par le biais de ressources financières (Apparicio et Séguin 2006 ; Talen 1998). Il nous est possible d'appliquer ce raisonnement aux écrans sonores et, plus largement, aux mesures de protection contre le bruit. À titre d'exemple, advenant que l'aménagement d'écrans sonores ait pour effet d'augmenter les valeurs foncières et, ce faisant, les taxes foncières, les résidents doivent disposer de la volonté et de la capacité de payer cette augmentation s'ils veulent continuer à profiter de la protection contre le bruit routier (Apparicio et al. 2013 ; Fraser 2011 ; Séguin et Apparicio 2013). De plus, nous avons déjà évoqué, en revue de littérature, que les mesures de protection contre le bruit se divisent en trois catégories : 1) à la source, 2) le long de la voie de circulation puis 3) à la position du récepteur (Bendtsen 2010). Considérant les coûts particulièrement élevés liés à l'aménagement d'un écran sonore (le long de la voie de circulation), il est peu probable que des résidents payent pour celui-ci, surtout s'il n'a pas été conçu dès le développement du secteur et construit par le promoteur qui en amortirait le coût en l'intégrant au prix de vente des résidences. Toutefois, ils pourraient avoir recours à d'autres types de mesures de protection (à la position du récepteur). Ainsi, les résidents qui disposent de la capacité/volonté de payer pourraient choisir individuellement de se protéger du bruit via des mesures situées à la position du receveur tel que des fenêtres au vitrage isolant triple permettant d'augmenter l'isolation acoustique du trafic routier par rapport aux fenêtres de base qui, même fermées, laissent passer certains types de vibrations sonores (Kjellberg et al. 1997 ; Crocker 2007 ; Lercher 2019). Il va sans dire que les fenêtres à triple vitrage isolant sont beaucoup plus coûteuses. D'autant plus que ce sont généralement les

propriétaires qui choisissent quand et pour quel modèle changer les fenêtres. Les locataires ont généralement très peu d'influence sur ce choix.

En somme, compte tenu de la situation réglementaire, il est possible de croire que les iniquités distributionnelles de protection contre le bruit routier que l'on retrouve sur le territoire de la CMM sont essentiellement liées aux iniquités procédurales basées sur la capacité et la volonté politique et financière à se mobiliser. De plus, à l'instar de Hird et Reese (1998), nous pouvons poser l'hypothèse que les propriétaires, plus gravement affectés par la variation (qu'elle soit positive ou négative) des valeurs foncières, auront davantage tendance à se mobiliser alors que les locataires pourront plus facilement déménager lorsqu'ils souffrent de la présence d'une nuisance dans l'environnement urbain. Il est aussi possible de croire que les locataires auront aussi tendance à tolérer la présence d'une nuisance environnementale parce qu'ils n'ont pas toujours les moyens de s'offrir un logement plus cher loin des nuisances ou plus cher dû à l'amélioration de qualité de leur environnement urbain (Anguelovski 2016 ; Bryson 2013 ; Marcuse 1986 cité dans Faber 2018).

4.3. Limites et pistes de recherches futures

Dans cette section, nous abordons les limites de l'étude. Étant inévitables, celles-ci invitent à une certaine prudence dans l'interprétation des résultats obtenus. À partir de ces limites, nous dégagerons ensuite quelques pistes de recherches futures

4.3.1. Limites des données et de la méthode

Les principales limites de ce projet de recherche sont d'ordre méthodologique. D'abord, la *variable line buffer* que nous avons utilisée est, à notre connaissance, la méthode par zone tampon la plus précise pour déterminer la taille de la zone d'influence d'un polluant. En effet, cette méthode tient compte de certaines caractéristiques du trafic tel que les débits de circulation journaliers – en intégrant une proportion moyenne de véhicules lourds chiffrés à 10% – ainsi que des limites de vitesse permises sur chaque axe routier. Cela dit, malgré la précision de cette méthode, celle-ci demeure un proxy, soit une estimation relativement simple. C'est-à-dire que cette méthode ne permet pas de prendre en considération une foule d'autres facteurs qui influencent également la taille des zones affectées par le bruit. C'est notamment le cas des

conditions météorologiques telles que le vent, la pluie ou la température qui affectent la propagation du bruit. De plus, la topographie, le type de sol et la présence d'obstacles tels que des bâtiments, leur densité et leur hauteur peuvent aussi influencer la propagation du bruit en lui faisant écran. Enfin, la présence d'autres types de mesures de mitigation n'a pas été prise en considération comme des mesures d'apaisement de la circulation, le type de chaussée, le type de fenêtres ou encore l'orientation des bâtiments.

Considérant que la méthode d'estimation employée tient compte d'un nombre de facteurs limité, il est probable que la taille des zones affectées par le bruit soit surestimée. En effet, pouvant s'étendre jusqu'à 217 mètres pour la zone de 65 dB(A) et 864 mètres pour la zone de 55 dB(A) à partir du centre de l'infrastructure routière, ces estimations sont passablement grandes. En règle générale, dans la littérature, on retient plutôt une distance d'environ 300 mètres puisqu'il est fort probable qu'après deux ou trois rangées de bâtiments, le niveau de bruit diminue de manière importante (FHWA 2018). Par conséquent, il se peut que la taille du rayon des zones tampons estimées dans cette étude ait une influence sur la robustesse des résultats obtenus. En effet, il est probable que le bruit routier cesse d'avoir une influence sur les patrons spatiaux (tels que les valeurs foncières et la localisation des différents groupes de populations) bien avant d'atteindre 217 ou 864 mètres, soit les distances approximatives estimées dans cette recherche pour les zones de bruit de 55 et 65 dB(A). D'un autre côté, comme peu d'études sur le bruit routier emploient la *variable line buffer*, il est difficile d'identifier les principales lacunes de cette méthode.

Ensuite, une autre limite, au niveau de la précision méthodologique, concerne la méthode d'affectation employée pour réattribuer les données populationnelles des aires de diffusion au niveau des îlots de diffusion. En effet, cette méthode d'affectation est basée sur un rapport de proportion entre la population totale de chaque îlot d'un AD et la proportion de chaque groupe à l'étude de ce même AD. Ainsi, il est possible que celle-ci comporte des erreurs de précision et donc, ne soit pas nécessairement représentative de la situation réelle. Dans le même ordre d'idée, au niveau des modèles de régression logistique multinomiale, il aurait été intéressant de pondérer chaque observation par la population présente dans chacune des parties d'îlots. De plus, le recensement de 2016 comporte aussi ces propres limites. En effet, le questionnaire détaillé, qui contient notamment des questions sur le revenu et l'appartenance ethnique, ne s'applique qu'à un échantillon de 25% de la population – soit un ménage sur quatre. Cela dit, pour le recensement de 2016, cette erreur d'échantillonnage demeure largement inférieure à celle observée pour le recensement de 2006 et l'enquête nationale auprès des ménages canadiens (ENM) de 2011. D'ailleurs, « cela peut être attribuable à l'augmentation du nombre de réponses découlant de la

fraction de sondage accrue en 2016 (c.-à-d. 25 % en 2016 comparativement à 20% en 2006) et aux changements dans les procédures d'étalonnage des poids » (Statistique Canada 2017a). De plus, il aurait aussi été intéressant d'effectuer l'étude pour des groupes cumulant plus d'une vulnérabilité tels que les enfants issus de familles défavorisées, les personnes défavorisées et appartenant à une minorité visible ou encore les aînés défavorisés et appartenant à une minorité visible, etc. En effet, ces groupes sont susceptibles d'être encore plus vulnérables au bruit routier que nos quatre groupes de base du fait qu'ils cumulent deux ou trois vulnérabilités physiologiques et socio-économiques. Toutefois, considérant la petite taille de l'aire de diffusion (AD), les données disponibles à ce niveau ne nous permettent pas d'identifier ces groupes doublement ou triplement vulnérables.

Finalement, une dernière critique méthodologique peut être émise au niveau de l'efficacité des écrans sonores. En effet, les données récoltées sur les écrans sonores ne nous indiquent pas le niveau de protection qu'offrent les différents types d'écrans sonores, ce qui rend la classification des îlots binaire (protégée ou non protégée). Or il est fort probable que les différents types d'écrans sonores offrent différents niveaux de performance acoustique. En d'autres termes, nous tenons pour acquis que tous les écrans sonores de notre base de données ont un niveau de protection maximale permettant de ramener le bruit routier à un niveau acceptable pour les résidents riverains, c'est-à-dire sous le seuil des 55 dB(A). Cela signifie également que l'ensemble des écrans sonores de notre base de données sont conformes aux normes et possèdent une efficacité qui satisfait aux critères de conception du MTQ. Or, nous savons que ce n'est pas nécessairement le cas de tous les écrans présents sur le territoire de la CMM puisque certains écrans n'ont jamais été conformes aux normes du MTQ dès leur construction alors que d'autres écrans cessent de l'être après un certain temps. En effet, comme la situation réglementaire actuelle ne contraint pas les municipalités à aménager des écrans sonores, rien ne les oblige non plus à ériger des écrans conformes aux normes lorsqu'elles choisissent d'en ériger. Ainsi, certains écrans peuvent donner l'impression qu'ils offrent une protection contre le bruit alors qu'en vérité leur efficacité est faible. Ensuite, il est possible que certains écrans ne répondent plus aux normes parce qu'ils ont dépassé leur durée de vie. Par exemple, lorsqu'un écran sonore est aménagé, on doit s'assurer que l'efficacité de celui-ci – une réduction du bruit se situant entre 7 à 12 dB(A) selon la Politique sur le bruit routier – soit valide pour un certain nombre d'années en tenant compte de l'état de celui-ci et de l'augmentation potentielle des débits de circulation journaliers moyens (DJME). Un écran antibruit en béton a généralement une durée de vie de 30 ans. Pour s'assurer de son efficacité, les DJME sont constamment mis à jour. Par exemple, une

augmentation de 3 à 5 dB(A) est associée au fait que le DJME double. Ainsi, considérant l'augmentation constante du parc automobile, il est probable qu'aujourd'hui, bien des écrans aménagés pendant la décennie 1980 n'aient plus l'efficacité escomptée par la politique.

4.3.2. Pistes de recherche futures

Évoquer les limites du projet de recherche nous a permis d'identifier quatre principales pistes de recherches futures à développer pour contribuer à l'avancement des connaissances sur la protection contre le bruit routier par des écrans sonores. Premièrement, il convient de s'intéresser davantage à la précision de la *variable line buffer* par rapport aux autres méthodes utilisant des zones tampons. En effet, il serait pertinent d'effectuer des études comparatives entre les différents types de *buffers* afin d'évaluer l'intérêt d'utiliser une méthode aussi précise que la *variable line buffer* pour déceler des patrons spatiaux.

Deuxièmement, nous avons vu que l'état de la réglementation sur le bruit routier laisse une place importante à la participation publique. De même, il semble que les capacités financières et administratives d'une municipalité aient un impact sur la planification d'écrans sonores. Ainsi, il serait approprié d'étudier les différents facteurs pouvant influencer la distribution des écrans sonores, et ce, plus spécifiquement aux niveaux administratif et procédural.

Troisièmement, nous avons discuté du phénomène de transition (ou évolution) de quartier amené par (Konisky 2015) et référant aux changements des caractéristiques socio-économiques de la population d'un quartier qui suivent l'arrivée ou le départ d'une nuisance ou d'un élément positif. Ainsi, il serait pertinent d'étudier, à travers une approche historique de la justice environnementale, si ce type de transition a lieu dans la Communauté métropolitaine de Montréal suite à l'aménagement d'écrans sonores. Dans cette même optique, il serait aussi intéressant d'effectuer des enquêtes individuelles dans une étude future pour comprendre la présence de ces groupes aux abords des axes autoroutiers afin de connaître leurs motivations pour s'y localiser, comme l'a fait Hamersma et al. (2014); Hamersma et al. (2015).

Quatrièmement, il serait intéressant d'effectuer des études dans le domaine de l'acoustique afin de documenter l'efficacité des types d'écrans sonores afin d'ajouter une dimension supplémentaire au diagnostic d'équité puisque ce ne sont pas tous les écrans qui ont le même niveau de protection. D'ailleurs, il serait aussi intéressant de mener des études qualitatives sur la perception du bruit routier par rapport à leur réelle efficacité afin de voir si les

matériaux ou le processus de planification influencent le sentiment de protection contre le bruit routier.

CONCLUSION

Dans ce mémoire, nous avons pour principal objectif de réaliser un diagnostic d'équité environnementale au niveau de la protection au bruit routier par des écrans sonores en bordure des axes majeurs de circulation, et ce, pour l'ensemble de la Communauté métropolitaine de Montréal. Dans un premier temps, nous avons mesuré la proximité au réseau routier des quatre groupes vulnérables étudiés afin de voir s'ils y étaient surreprésentés ou sous-représentés. Dans un deuxième temps, nous avons estimé la probabilité que ces mêmes groupes, lorsqu'ils sont à proximité des axes routiers, soient protégés par la présence d'écrans sonores. Cette approche nous a permis d'obtenir des résultats très intéressants. Ceux-ci montrent que les enfants sont plus susceptibles d'être protégés du bruit routier par des écrans sonores, peu importe l'endroit où ils habitent à l'intérieur de la CMM. Ces résultats montrent également qu'à l'inverse, les personnes à faible revenu sont, d'une part, plus susceptibles d'habiter à proximité des axes majeurs et, d'autre part, moins susceptibles d'être protégées du bruit routier par des écrans sonores. Il en va de même pour les minorités visibles, mais seulement pour la ville de Montréal puisque pour les autres sous-régions, ce groupe est plus susceptible d'être protégé par des écrans sonores. Finalement, la situation est plutôt ambiguë pour les personnes âgées puisqu'elle varie d'une sous-région à l'autre. Cela dit, elles sont tout de même plus susceptibles d'être protégées dans les villes de Montréal et Laval.

Ainsi, à la question de recherche, nous pouvons répondre que la distribution des écrans sonores renforce les iniquités d'exposition au bruit routier pour les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure, pour les minorités visibles, soit seulement dans la ville de Montréal. En ce qui concerne les enfants de moins de 15 ans, la distribution des écrans sonores ne génère pas d'iniquités quant à leur exposition au bruit routier et, dans une moindre mesure, elle n'en génère pas non plus pour les personnes âgées, du moins dans la ville de Montréal. Nous avons évoqué plusieurs éléments d'explication se trouvant à la source de ces situations d'iniquité environnementale. Toutefois, la conjoncture réglementaire demeure sans contredit le plus grand obstacle à une distribution équitable des écrans sonores puisque la réglementation en place n'est pas normative. Son application demeure donc subjective et variable d'une MRC à l'autre. Ensuite, le cadre bâti – c'est-à-dire la densité, la hauteur des bâtiments ainsi que l'élévation des structures autoroutières – joue aussi un rôle important quant à la distribution des écrans sonores puisque cela peut grandement complexifier leur aménagement. D'ailleurs, c'est essentiellement au sein des quartiers centraux montréalais – soit des quartiers densément peuplés – que l'on retrouve ce

type de situation où il est pratiquement impossible d'implanter des écrans sonores. Ainsi, il est possible de croire que ces deux éléments participent grandement à la formation de certains patrons spatiaux avantageant ou désavantageant certains groupes.

Évidemment, ces résultats doivent être interprétés en tenant compte des principales limites méthodologiques de cette recherche. Dans un premier temps, la simplicité de la méthode d'estimation des zones affectées par le bruit ne nous permet pas de prendre en considération un grand nombre de facteurs influençant aussi la propagation du bruit. Ainsi, il est possible que nos évaluations de la taille de ces zones surestiment la zone affectée par le bruit routier. Dans un deuxième temps, les données récoltées sur les caractéristiques des écrans ne nous permettent pas d'évaluer leur efficacité acoustique. Ainsi, nous ne connaissons pas le degré de protection des différents types d'écrans sonores. Ce n'est donc pas tout à fait exact de considérer les îlots se situant derrière un écran sonore comme étant complètement protégés du bruit routier nocif, soit dépassant 55 dB(A).

Finalement, il est important de souligner les contributions de cette étude à l'avancement des connaissances. D'un point de vue social, cette recherche nous a permis de mettre en lumière l'existence d'iniquités environnementales et ainsi de juger de l'efficacité de la Politique sur le bruit routier dans la CMM quant à la protection des groupes de populations vulnérables. De plus, nous avons pu exposer la persistance d'iniquités sociales entre les différents groupes. D'un point de vue scientifique, la particularité de ce projet de recherche tient du fait que l'accent est mis, non pas sur la nuisance elle-même, mais sur la mesure de protection à la nuisance qu'est le bruit routier, soit les écrans sonores. En effet, cet intérêt pour les écrans sonores s'inscrit dans une dimension plus récente de la littérature en justice environnementale s'intéressant à l'application équitable des mesures de protection à différentes nuisances. De plus, nous nous intéressons à l'aspect distributionnel des écrans sonores, un aspect beaucoup moins abordé que celui relatif à leur efficacité acoustique. En somme, cette recherche a permis de faire le bilan sur les connaissances sur la protection au bruit routier par des écrans sonores dans la région métropolitaine de Montréal, notamment par la création d'une base de données répertoriant les écrans sonores de la CMM homologués par le MTQ puis, par une discussion sur l'état actuel de la réglementation dans le domaine.

D'un point de vue technique, la méthode employée, la *variable line buffer*, est perfectible. À cet effet, nous avons déjà évoqué le fait que cette méthode d'estimation des zones affectées par le bruit ne permet de prendre en considération qu'un nombre limité de facteurs influençant la

propagation du bruit. Toutefois, pour cette même raison, elle présente à tout le moins la qualité d'être beaucoup plus précise que ses analogues (la distance fixe et la distance multiple). D'autant plus que cette méthode est très peu utilisée dans la littérature. Enfin, cette étude, réalisée à l'échelle de la CMM, intègre les banlieues en périphérie de Montréal, nous permettant ainsi d'effectuer une analyse qui tient compte des dynamiques métropolitaines. En effet, la majorité des études portant sur le bruit routier effectuées à Montréal se limite au territoire de la ville-centre.

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.
- Agyeman, Julian, Cole, Peter, Haluza-DeLay, Randolph, & O'Riley, Pat. 2010. *Speaking for ourselves: Environmental justice in Canada*. UBC Press.
- Alfredson, RJ. 1995. « Special shapes and treatments for noise barriers. » *Inter-Noise 95* : 381-384.
- AMT. 2013a. Enquête Origine-Destination 2013 : Faits saillants. : Agence Métropolitaine des Transports. <https://www.amt.qc.ca/Media/Default/pdf/section8/enquete-od-2013-mobilite-personnes-region-montreal.pdf>.
- . 2013b. Matrice par région d'analyse. : Agence Métropolitaine des Transports.
- Anderton, Douglas L, John Michael Oakes et Karla L Egan. 1997a. « Environmental Equity in Superfund: Demographics of the Discovery and Prioritization of Abandoned Toxic Sites. » *Evaluation Review* 21 (1): 3-26.
- . 1997b. « Environmental equity in Superfund: Demographics of the discovery and prioritization of abandoned toxic sites. » *Evaluation Review* 21 (1): 3-26.
- Anguelovski, Isabelle. 2016. « From toxic sites to parks as (green) LULUs? New challenges of inequity, privilege, gentrification, and exclusion for urban environmental justice. » *Journal of Planning Literature* 31 (1): 23-36.
- Apparicio, Philippe, Mathieu Carrier, Jérémy Gelb, Anne-Marie Séguin et Simon Kingham. 2016. « Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. » *Journal of Transport Geography* 57: 63-69.
- 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): 4.
- Apparicio, Philippe, Jérémy Gelb, Anne-Sophie Dubé, Simon Kingham, Lise Gauvin et Éric Robitaille. 2017. « The approaches to measuring the potential spatial access to urban health services revisited: distance types and aggregation-error issues. » *International journal of health geographics* 16 (1): 32.

- Apparicio, Philippe, Thi-Thanh-Hien Pham, 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.
- Apparicio, Philippe, Thi-Thanh-Hiên Pham, Anne-Marie Séguin et Shawn Landry. 2013. « Équité environnementale et distribution spatiale de la végétation à l'intérieur et autour des îlots résidentiels à Montréal: une double iniquité? » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161): 215-237.
- 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 Xavier Leloup. 2007. « Modélisation spatiale de la pauvreté à Montréal: apport méthodologique de la régression géographiquement pondérée. » *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien* 51 (4): 412-427.
- Assemblée Nationale du Québec. 2013. *Pétition : Construction d'un mur antibruit aux abords de l'autoroute 15/132 à La Prairie* Consulté le 12 novembre 2018. <https://www.assnat.qc.ca/fr/exprimez-votre-opinion/petition/Petition-4003/index.html>.
- Astell-Burt, Thomas, Xiaoqi Feng, Suzanne Mavoia, Hannah M Badland et Billie Giles-Corti. 2014. « Do low-income neighbourhoods have the least green space? A cross-sectional study of Australia's most populous cities. » *BMC Public Health* 14 (1): 292.
- Atlas, Mark. 2001. « Rush to judgment: an empirical analysis of environmental equity in US environmental protection agency enforcement actions. » *Law and Society Review* : 633-682.
- Babisch, Wolfgang 2006. « Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. » *Noise & Health* 8 (30): 1-29.
- Banzhaf, H Spencer et Eleanor McCormick. 2012. « Moving beyond Cleanup: Identifying the Crucibles of Environmental Gentrification. » In *The Political Economy of Environmental Justice*, 23.
- Banzhaf, H Spencer et Randall P Walsh. 2008. « Do People Vote with Their Feet? An Empirical Test of Tiebout's Mechanism. » *American Economic Review* 98 (3): 843-863.
- Bellefleur, Olivier. 2012. *Apaisement de la circulation urbaine et bruit environnemental : effets et implications pour la pratique. : Institut national de santé publique du Québec (INSPQ).*
- Bendtsen, Hans. 2010. *Highway noise abatement: Planning tools and Danish examples.* University of California Pavement Research Center.

- Bisson, Bruno. 2017. « Des murs qui font du bruit. » *La Presse+*, 19 septembre. http://plus.lapresse.ca/screens/473d5e97-9398-40b1-9a42-5c053a0ccab9%7C_0.html.
- Blake, James. 1999. « Overcoming the 'value-action gap' in environmental policy: Tensions between national policy and local experience. » *Local environment* 4 (3): 257-278.
- Blanchon, D., S. Moreau et Yvette Veyret. 2009. « Comprendre et construire la justice environnementale. » *Annales de géographie* 665-666: 35-60.
- Bluhm, Gösta L., Niklas Bergling, Emma Nordling et Mats Rosenlund. 2007. « Road traffic noise and hypertension. » *Occupational and environmental medicine* 64: 122-126.
- Bocquier, Aurélie, Sébastien Cortaredona, Céline Boutin, Aude David, Alexis Bigot, Basile Chaix, Jean Gaudart et Pierre Verger. 2012. « 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.
- Bolte, Gabriele, Giorgio Tamburlini et Martina Kohlhuber. 2009. « Environmental inequalities among children in Europe - Evaluation of scientific evidence and policy implications. » *European Journal of Public Health* 20 (1): 14-20.
- Boogaard, Hanna, Frank Borgman, Jaap Kamminga et Gerard Hoek. 2009. « Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. » *Atmospheric Environment* 43 (27): 4234-4242.
- Boone, Christopher G, Geoffrey L Buckley, J Morgan 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.
- Bowen, William. 2002. « An analytical review of environmental justice research: what do we really know? » *Environmental management* 29 (1): 3-15.
- 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.
- 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.
- Brandt, Sebastian et Wolfgang Maennig. 2012. « The impact of rail access on condominium prices in Hamburg. » *Transportation* 39 (5): 997-1017.

- Brugge, Doug, John L Durant et Christine Rioux. 2007. « Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. » *Environmental health* 6 (1): 23.
- Bryson, Jeremy. 2013. « The nature of gentrification. » *Geography Compass* 7 (8): 578-587.
- Bullard, Robert D. 1994. *Unequal protection: Environmental justice and communities of color*. : Sierra Club Books.
- Bullard, Robert D et Glenn S Johnson. 2000. « Environmental justice: Grassroots activism and its impact on public policy decision making. » *Journal of Social Issues* 56 (3): 555-578.
- Cai, Yutong, Susan Hodgson, Marta Blangiardo, John Gulliver, David Morley, Daniela Fecht, Danielle Vienneau, Kees de Hoogh, Tim Key et Kristian Hveem. 2018. « Road traffic noise, air pollution and incident cardiovascular disease: A joint analysis of the HUNT, EPIC-Oxford and UK Biobank cohorts. » *Environment International* 114: 191-201.
- Carrick, Jayne et Derek Bell. 2018. « Procedural environmental justice. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan Holifield, Jayajit Chakraborty et Gordon Walker, 127-138. : Routledge.
- Carrier, Mathieu. 2015. « La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal: un cas d'équité environnmenetale. » Thèse de doctorat, Université du Québec / Institut national de la recherche scientifique Centre - Urbanisation Culture Société.
- Carrier, Mathieu et Philippe Apparicio. 2019 – à paraître. « Distribution of transportation “goods” and “bads” in a North American metropolis: a diagnosis of the situation and potential interventions to tackle environmental iniquities. » In *Measuring Transport Equity*, sous la dir. de Martens Karel et Lucas Karen. : Elsevier.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio, Yan Kestens, Anne-Marie Séguin, Thi-Thanh-Hien Pham, Dan Crouse et Jack Siemiatycki. 2016. « Application of a Global Environmental Equity Index in Montreal: Diagnostic and Further Implications. » *Annals of the American Association of Geographers* 106 (6): 1268-1285.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2016a. « Road traffic noise geography during the night in Montreal: An environmental equity assessment. » *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien* 60 (3): 394-405.
- . 2016b. « Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? » *Journal of Transport Geographiy* 51: 1-8.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Dan Crouse. 2014. « Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school? » *Case Studies on transport Policy* 2: 61-69.

- . 2016. « The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal - Identification of the most exposed groups and areas. » *Transportation Research Part D* 46: 11-25.
- Chakraborty, Jayajit. 2001. « Acute exposure to extremely hazardous substances: an analysis of environmental equity. » *Risk Analysis* 21 (5): 883-883.
- . 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, Lisa A Schweitzer et David J Forkenbrock. 1999. « Using GIS to assess the environmental justice consequences of transportation system changes. » *Transactions in GIS* 3 (3): 239-258.
- Chakraborty, Jayajit et Paul A Zandbergen. 2007. « Children at risk: measuring racial/ethnic disparities in potential exposure to air pollution at school and home. » *Journal of Epidemiology & Community Health* 61 (12): 1074-1079.
- Charbonneau, Johanne et Annick Germain. 2002. « Les banlieues de l'immigration. » *Recherches sociographiques* 43 (2): 311-328.
- Chih-Fang, Fang et Ling Der-Lin. 2003. « Investigation of the noise reduction provided by tree belts. » *Landcape and urban planning* 63: 187-195.
- Clark, Charlotte, Rosanna Crombie, Jenny Head, Irene Van Kamp, Elise Van Kempen et Stephen 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.
- CMM. 2012. Carte 5 - Pôles d'emplois. : Montreal Metropolitan Community. http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/pmad2012/carte/C05_PMAD_PolesEmplois_2011-12.pdf.
- . 2016a. Portrait du Grand Montréal: Édition 2016. : Communauté métropolitaine de Montréal.
- . 2016b. Utilisation du sol 2016. sous la dir. de Montreal Metropolitan Community. <http://cmm.qc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferencees/>.

- Corbisier, Chris. 2003. *Living with noise*. : Federal Highway Administration (FHWA).
- Corrales, Mark, Michael Grant et Evelyn Chan. 2000. *Indicators of the environmental impacts of transportation: highway, rail, aviation and marine transport*. : DIANE Publishing.
- Crocker, Malcolm J. 2007. *Handbook of noise and vibration control*. : John Wiley & Sons.
- Dale, Laura M, Sophie Goudreau, Stephane Perron, Martina S Ragetti, Marianne Hatzopoulou et Audrey Smargiassi. 2015. « Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada. » *BMC Public Health* 15 (1): 205.
- Danigelis, Nicholas L, Melissa Hardy et Stephen J Cutler. 2007. « Population aging, intracohort aging, and sociopolitical attitudes. » *American Sociological Review* 72 (5): 812-830.
- Day, Rosie. 2010. « Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighborhood-based study. » *Environment and Planning A* 42 (11): 2658-2673.
- Day, Rosie et Fiona Wager. 2010. « Parks, streets and “just empty space”: The local environmental experiences of children and young people in a Scottish study. » *Local environment* 15 (6): 509-523.
- Deslauriers, Mélanie. 2013. *Portrait des personnes membres des minorités visibles au Québec et de leur insertion économique*. : Ministère de l'Immigration et des Communautés culturelles.
- EEA. 2003. *Europe's environment : The third assessment*. Copenhague, Danemark.: European Environment Agency.
- Ekici, Inan et Hocine Bougdah. 2003. « A review of research on environmental noise barriers. » *Building Acoustics* 10 (4): 289-323.
- Embleton, Tony FW. 1988. *Transportation Noise Reference Book* edited by Paul Nelson. : ASA.
- Esseghir, Amine. 2016. « Plance l'Acadie: un mur antibruit huit ans plus tard. » *Courrier Ahuntsic/Bordeaux-Cartierville*, 31 octobre. <http://journalmetro.com/local/ahuntsic-cartierville/actualites/1043470/place-lacadie-un-mur-antibruit-huit-ans-plus-tard/>.
- Essoka, Jonathan D. 2010. « The gentrifying effects of brownfields redevelopment. » *Western Journal of Black Studies* 34 (3): 299.
- Evans, Gary W. et Lorraine Maxwell. 1997. « Chronic noise exposure and reading deficit: The mediating effects of languages acquisition. » *Environment and Behavior* 29 (5): 638-656.

- Faber, Daniel. 2018. « The political economy of environmental justice. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan Holifield, Jayajit Chakraborty et Gordon Walker, 61-73. : Routledge.
- Feitelson, Eran. 2002. « Introducing environmental equity dimensions into the sustainable transport discourse: issues and pitfalls. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 7 (2): 99-118.
- FHWA. 2018. Highway Traffic Noise Analysis and Abatement Policy and Guidance. : Federal Highway Administration.
https://www.fhwa.dot.gov/Environment/noise/regulations_and_guidance/polguide/polguide02.cfm.
- Forkenbrock, David J et Lisa A Schweitzer. 1999. « Environmental justice in transportation planning. » *Journal of the American Planning Association* 65 (1): 96-112.
- Fortin, Andrée, Carole Després et Geneviève Vachon. 2011. *La banlieue s'étale*. Québec: Nota Bene.
- Fraser, Nancy. 1997. *Justice Interruptus : Critical reflections on the "postsocialist" condition*. New York: Routledge.
- . 2011. *Qu'est-ce que la justice sociale? Reconnaissance et redistribution*. Paris: Les Éditions La Découverte.
- Gagnon, Lucie et Annie Savoie 2008. *Préparons l'avenir avec nos aînés. Rapport de la consultation publique sur les conditions de vie des aînés*. Québec: Gouvernement du Québec.
- Girard, Claude. 1996. *Combattre le bruit de la circulation routière : Techniques d'aménagement et interventions municipales*. sous la dir. de Ministère des transports du Québec. Québec: Les publications du Québec.
- Glik, Deborah, Jennie Kronenfeld et Kirby Jackson. 1991. « Predictors of risk perceptions of childhood injury among parents of preschoolers. » *Health education quarterly* 18 (3): 285-301.
- Goudreau, Sophie, Céline Plante, Michel Fournier, Allan Brand, Yann Roche et Audrey Smargiassi. 2014. « Estimation of spatial variations in urban noise levels with a land use regression model. » *Environment and Pollution* 3 (4): 48.
- Grineski, Sara Elizabeth, 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, Timothy W Collins, Jayajit Chakraborty et Marilyn Montgomery. 2015. « Hazardous air pollutants and flooding: A comparative interurban study of environmental injustice. » *GeoJournal* 80 (1): 145-158.
- Hamersma, Marije, Eva Heinen, Taede Tillema et Jos Arts. 2015. « Residential moving intentions at highway locations: The trade-off between nuisances and accessibility in the Netherlands. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 35: 130-141.
- Hamersma, Marije, Taede Tillema, Joseph Sussman et Jos Arts. 2014. « Residential satisfaction close to highways: The impact of accessibility, nuisances and highway adjustment projects. » *Transportation research part A: policy and practice* 59: 106-121.
- Harner, John, Kee Warner, John Pierce et Tom Huber. 2002. « Urban environmental justice indices. » *The professional geographer* 54 (3): 318-331.
- 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.
- Heisz, Andrew et Logan McLeod. 2004. Low-income in census metropolitan areas, 1980-2000. sous la dir. de Business and Labour Market Analysis Division Ottawa: Statistics Canada.
- Hird, John A. 1993. « Environmental Policy and Equity: The Case of Superfund. » *Journal of Policy Analysis and Management* 12 (2): 323-343.
- Hird, John A. et Michael Reese. 1998. « The distribution of environmental quality: An empirical analysis. » *Social Science Quarterly* : 693-716.
- Hokanson, Barry, Martin Minkoff, Steve Nichols et Susan Cowart. 1981. « Measures of noise damage costs attributable to motor vehicle travel. » *Transportation Research Information Services* 135.
- Holifield, Ryan, Jayajit Chakraborty et Gordon Walker. 2018. *The Routledge Handbook of Environmental Justice*. London; New York: Routledge Taylor & Francis Group.
- Holifield, Ryan, Michael Porter et Gordon Walker. 2010. *Spaces of environmental justice*. Chichester, West Sussex, U.K. ; Malden, MA: Wiley-Blackwell.
- 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.
- Infosuroit.com. 2011. « Autoroute 30 – Murs antibruit : Autre consultation publique. » *Infosuroitcom*, 6 juin. <https://www.infosuroit.com/autoroute-30-murs-antibruit-autre-consultation-publique/>.

- Ishizuka, Takashi et Kyoji Fujiwara. 2004. « Performance of noise barriers with various edge shapes and acoustical conditions. » *Applied Acoustics* 65: 125-141.
- Jacobson, Jerry O, Nicolas W Hengartner et Thomas A Louis. 2005. « Inequity measures for evaluations of environmental justice: A case study of close proximity to highways in New York City. » *Environment and Planning A* 37 (1): 21-43.
- Jonasson, HG. 1972. « Diffraction by wedges of finite acoustic impedance with applications to depressed roads. » *Journal of Sound and Vibration* 25 (4): 577-585.
- Joynt, Jennifer LR et Jian Kang. 2010. « The influence of preconceptions on perceived sound reduction by environmental noise barriers. » *Science of the total environment* 408 (20): 4368-4375.
- Kang, Dae-Joon, JM Kim et JC Park. 2004. Road traffic noise status and prediction. In *Proceedings of the Korean Society for Noise and Vibration Engineering Conference*, : The Korean Society for Noise and Vibration Engineering.
- Kang, Jian. 2007. *Urban sound environment*. New York: Taylor & Francis.
- Kim, Kwang Sik, Sung Joong Park et Young-Jun Kweon. 2007. « Highway traffic noise effects on land price in an urban area. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 12 (4): 275-280.
- Kjellberg, Anders, Maria Tesarz, Kjell Holmberg et Ulf Landström. 1997. « Evaluation of frequency-weighted sound level measurements for prediction of low-frequency noise annoyance. » *Environment International* 23 (4): 519-527.
- Kollmuss, Anja et Julian Agyeman. 2002. « Mind the gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? » *Environmental education research* 8 (3): 239-260.
- Konisky, David M. 2009. « Inequalities in Enforcement? Environmental Justice and Government Performance. » *Journal of Policy Analysis and Management* 28 (1): 102-121. doi: 10.1002/pam.20404.
- . 2015. *Failed Promises: Evaluating the Federal Government's Response to Environmental Justice*. Cambridge, Massachusetts; London, England: MIT Press.
- . 2016. « Environmental justice delayed: Failed promises, hope for the future. » *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 58 (2): 4-15.
- Kotzen, Benz et Colin English. 2009. *Environmental noise barriers: A guide to their acoustic and visual design*. London; New York: CRC Press.

- Kraus, Ute, Susanne Breitner, Regina Hampel, Kathrin Wolf, Josef Cyrus, Uta Geruschkat, Jianwei Gu, Katja Radon, Annette Peters et Alexandra Schneider. 2015. « Individual daytime noise exposure in different microenvironments. » *Environmental research* 140: 479-487.
- Kruize, Hanneke, Peter PJ Driessen, Pieter Glasbergen et Klaas ND van Egmond. 2007. « Environmental equity and the role of public policy: Experiences in the Rijnmond region. » *Environmental management* 40 (4): 578-595.
- Kuehn, Robert R. 1994. « Remedying the unequal enforcement of environmental laws. » *Journal of Civil Rights and Economic Development* 9 (2): 625-668.
- Lam et Pak-Kin Chan. 2008. « Socio-Economic Status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. » *Open Environmental Sciences* 2: 107-113.
- Lam, Kin-Che et Pak-Kin Chan. 2006. « Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. » *Open Environmental Sciences* 2: 107-113.
- Lam, Lawrence T. 2001. « Parental risk perceptions of childhood pedestrian road safety. » *Journal of Safety Research* 32 (4): 465-478.
- 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.
- Lavelle, Marianne et Marcia Coyle. 1992. « The racial divide in environmental law: Unequal protection. » *National Law Journal* 15: 1-12.
- Lazarus, Richard J. 1992. « Pursuing Environment Justice: The Distributional Effects of Environmental Protection. » *Nw UL Rev* 87 (3): 787-857.
- Lee, Bill Lann. 1997. « Civil rights and legal remedies: A plan of action. » In *Just transportation: Dismantling Race & Class Barriers to Mobility*, 156-172. Capital City Press: Montpelier; Vermont.
- Lemieux, François. 2017. « Mur anti-bruit: Baie-D'Urfé veut connaître ses options. » *Métro: Cité Nouvelles Ouest-de-l'Île*, 12 avril. <http://journalmetro.com/local/ouest-de-lile/actualites/1117139/mur-anti-bruit-baie-durfe-veut-connaître-ses-options/>.
- Lercher, Peter. 2019. « Noise in cities: Urban and transport planning determinants and health in cities. » In *Integrating Human Health into Urban and Transport Planning*, 443-481. : Springer.
- Levkovich, Or, Jan Rouwendal et Ramona van Marwijk. 2016. « The effects of highway development on housing prices. » *Transportation* 43 (2): 379-405.

- Limoges, Karine. 2014. « Mascouche émet ses conditions à TransCanada. » *La Revue*, 16 décembre. <https://www.larevue.qc.ca/mascouche-emet-ses-conditions-a-transcanada/>.
- Lynch, Michael J, Paul B Stretesky et Ronald G Burns. 2004. « Determinants of environmental law violation fines against petroleum refineries: Race, ethnicity, income, and aggregation effects. » *Society and Natural Resources* 17 (4): 333-347.
- Maantay, Juliana A. 2007. « Asthma and air pollution in the Bronx: Methodological and data considerations in using GIS for environmental justice and health research. » *Health & Place* 13 (1): 32-56.
- Maantay, Juliana A. et Andrew Maroko. 2018. « Assessing population at risk: Areal interpolation and dasymetric mapping. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan Holifield, Jayajit Chakraborty et Gordon Walker, 190-206. : Routledge
- MacDonnell, Susan, Don Embuldeniya et Fawzia Ratanshi. 2004. *Poverty by postal code: The geography of neighbourhood poverty, 1981-2001.* : Toronto: United Way of Greater Toronto and The Canadian Council on Social Development.
- Macnicol, John. 2006. *Age Discrimination: An Historical and Contemporary Analysis.* Cambridge: Cambridge University Press.
- MAMR. 2007. *La réforme du cadre de planification instauré par la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme - Diagnostic de l'application de la loi.* : Ministère des Affaires municipales et Régions du Québec, http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/observatoire_municipal/veille/diagnostic_application_loi.pdf.
- Martens, Karel, Aaron Golub et Glenn Robinson. 2012. « A justice-theoretic approach to the distribution of transportation benefits: Implications for transportation planning practice in the United States. » *Transportation research part A: policy and practice* 46 (4): 684-695.
- Martin, Richard, Pierre Deshaies et Maurice Poulin. 2015. *Avis sur une politique québécoise de lutte au bruit environnemental : pour des environnements sonores sains.* : Institut national de santé publique du Québec (INSPQ).
- Mayall, Berry. 2000. « The sociology of childhood in relation to children's rights. » *The International Journal of Children's Rights* 8 (3): 243-259.
- Meloche, Jean-Philippe, François Vaillancourt et Stéphanie Boulenger. 2016. *Le financement des municipalités du Québec: Comparaison interjuridictions et éléments d'analyse.* <https://www.cirano.qc.ca/files/publications/2016RP-13.pdf>.

- Michaud, David S, Stephen E Keith et Dale McMurchy. 2008. « Annoyance and disturbance of daily activities from road traffic noise in Canada. » *The journal of the acoustical society of America* 123 (2): 784-792.
- MMC. 2016. Portrait du Grand Montréal: Édition 2016. : Montreal Metropolitan Community.
- Montgomery, Marilyn C et Jayajit Chakraborty. 2015. « Assessing the environmental justice consequences of flood risk: a case study in Miami, Florida. » *Environmental Research Letters* 10 (9): 095010.
- MTQ. 1992. Politique sur l'environnement. : Ministère des Transports du Québec. <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/documentation-publications/Pages/bpm.aspx>.
- . 1998. Politique sur le bruit routier. : Ministère des Transports du Québec. <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/documentation-publications/Pages/bpm.aspx>.
- . 2005. Manuel d'évaluation de la capacité portante des structures. sous la dir. de Ministère des Transport du Québec: Gouvernement du Québec.
- . 2012. Écrans Antibruit. : Ministère des Transports du Québec.
- . 2016. Atlas des transports. : Ministère des Transports du Québec. <http://transports.atlas.gouv.qc.ca/Infrastructures/InfrastructuresRoutier.asp>.
- Mullan, Elaine. 2003. « Do you think that your local area is a good place for young people to grow up? The effects of traffic and car parking on young people's views. » *Health & Place* 9 (4): 351-360.
- Muzet, Alain. 2007. « Environmental noise, sleep and health. » *Sleep medicine reviews* 11 (2): 135-142.
- Nations Unies. 2002. *Rapport de la deuxième Assemblée mondiale sur le vieillissement*. New York: Nations Unies.
- 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.
- Nuvolone, Daniela, Roberto della Maggiore, Sara Maio, Roberto Fresco, Sandra Baldacci, Laura Carrozzi, Francesco Pistelli et Giovanni Viegi. 2011. « Geographical information system and environmental epidemiology: a cross-sectional spatial analysis of the effects of traffic-related air pollution on population respiratory health. » *Environmental health* 10 (1): 12.
- Öhrström, E. et A. Skanberg. 2004. « Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise - Laboratory and field experiments. » *Journal of Sound and Vibration* 271: 279-296.

- Oiamo, Tor H, Isaac N Luginaah et Jamie Baxter. 2015. « Cumulative effects of noise and odour annoyances on environmental and health related quality of life. » *Social Science & Medicine* 146: 191-203.
- OMS. 2007. Guide mondial pour des villes-amies des aînés : Un Guide. : Organisation Mondiale de la Santé.
http://www.who.int/ageing/publications/Guide_mondial_des_villes_amies_des_aines.pdf?ua=1.
- Ongel, Aybike et Fatih Sezgin. 2016. « Assessing the effects of noise abatement measures on health risks: A case study in Istanbul. » *Environmental Impact Assessment Review* 56: 180-187.
- Páez, Antonio, Ruben Gertes Mercado, Steven Farber, Catherine Morency et Matthew Roorda. 2010. « Relative accessibility deprivation indicators for urban settings: definitions and application to food deserts in Montreal. » *Urban Studies* 47 (7): 1415-1438.
- Passchier-Vermeer, Willy et Wirm F Passchier. 2000. « Noise Exposure and Public Health. » *Environmental Health Perspectives* 108 (1): 123-131.
- Payeur, Frédéric F et Martine St-Amour. 2017. La migration interrégionale au Québec en 2015-2016: les gains disparaissent à Laval, les pertes s'accroissent de nouveau sur la Côte-Nord. : Institut de la Statistique du Québec.
- Pedlowski, Marcos A, Victor Andrade Carneiro Da Silva, Janie Jasmim Corabi Adell et Nikolas C Heynen. 2002. « Urban forest and environmental inequality in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. » *Urban Ecosystems* 6 (1-2): 9-20.
- Peng, Jeffrey, Rob Bullen et Simon Kean. 2014. The effects of vegetation on road traffic noise. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings*, : Institute of Noise Control Engineering.
- Peyrard, D. 2002. « Utilisation combinée des revêtements de chaussée et des écrans antibruit. » *Revue Générale des Routes (RGRA)* (803).
- Pham, Thi-Thao-Hien, Philippe Apparicio, Shawn Landry, Anne-Marie Séguin et Martin Gagnon. 2013. « Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. » *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 18-27.
- Pham, Thi-Thao-Hien, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin, Shawn Landry et Martin Gagnon. 2012. « Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? » *Landscape and Urban Planning* 107: 214-224.
- Phillips, D., O-L. Siu, A. Yeh et K. Cheng. 2005. « Ageing and the urban environment. » *Ageing and Place: Perspectives, Policy, Practice* : 147-163.

- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. In *R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rebolj, Danijel et Peter J Sturm. 1999. « A GIS based component-oriented integrated system for estimation, visualization and analysis of road traffic air pollution. » *Environmental Modelling & Software* 14 (6): 531-539.
- Ringquist, Evan J. 1998. « A question of justice: equity in environmental litigation, 1974-1991. » *The Journal of Politics* 60 (4): 1148-1165.
- Rosenstone, Steven J et John M Hansen. 1993. *Mobilization, participation, and democracy in America*. New York; Toronto: Macmillan Pub. Co ; Maxwell Macmillan Canada.
- Rowangould, Gregory M. 2013. « A census of the US near-roadway population: Public health and environmental justice considerations. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 25: 59-67.
- Sabbah, W, RG Watt, A Sheiham et G Tsakos. 2008. « Effects of allostatic load on the social gradient in ischaemic heart disease and periodontal disease: evidence from the Third National Health and Nutrition Examination Survey. » *Journal of Epidemiology & Community Health* 62 (5): 415-420.
- Sakamoto, Shinichi, Takuma Seimiya et Hideki Tachibana. 2002. « Visualization of sound reflection and diffraction using finite difference time domain method. » *Acoustical Science and Technology* 23 (1): 34-39.
- Sanchez, Gemma Maria Echevarria, Timothy Van Renterghem, Pieter Thomas et Dick Botteldooren. 2016. « The effect of street canyon design on traffic noise exposure along roads. » *Building and Environment* 97: 96-110.
- Schlosberg, David. 2007. *Defining Environmental Justice: Theories, Movements, and Nature*. Oxford; New York: Oxford University Press.
- Schweitzer, Lisa et Abel Valenzuela. 2004. « Environmental injustice and transportation: the claims and the evidence. » *Journal of Planning Literature* 18 (4): 383-398.
- 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*.

- Sénécal, Gilles, Julie Archambault et Pierre J Hamel. 2000. « L'autoroute urbaine à Montréal: la cicatrice et sa réparation. » In *Les espaces dégradés: contraintes et conquêtes Québec: Presses de l'Université du Québec*.
- Senetra, Adam, Agnieszka Szczepanska et Monika Wasilewicz-Pszczółkowska. 2014. « Traffic noise as a factor driving apartment prices— A case study of a large European urban agglomeration. » *Acoustics Australia* 42 (1): 47-50.
- Shadbegian, Ronald J et Wayne B Gray. 2012. « Spatial Patterns in Regulatory Enforcement. » *The Political Economy of Environmental Justice* : 225.
- Shepard, Fern L et Paul K Sonn. 1997. « A tale of two cities. » In *Just transportation*, 42-52. Capital City press: Montpelier; Vermont.
- Sieber, Chloé, Martina S Ragetti, Mark Brink, Olaniyan Toyib, Roslyn Baatjies, Apolline Saucy, Nicole Probst-Hensch, Mohamed Aqiel Dalvie et Martin Rössli. 2017. « Land Use Regression Modeling of Outdoor Noise Exposure in Informal Settlements in Western Cape, South Africa. » *International journal of environmental research and public health* 14 (10): 1262.
- Singal, SP. 2005. *Noise pollution and control strategy*. Oxford, U.K.: Alpha Science International Ltd.
- Smith, Anne B. 2007. « Children as social actors: An introduction. » *The International Journal of Children's Rights* 15 (1): 1-4.
- Söderlund, Göran, Sverker Sikström et Andrew Smart. 2007. « Listen to the noise: noise is beneficial for cognitive performance in ADHD. » *Journal of Child Psychology and Psychiatry* 48 (8): 840-847.
- Spreng, M. 2000a. « Central nervous system activation by noise. » *Noise and health* 2 (7): 49.
- . 2000b. « Possible health effects of noise induced cortisol increase. » *Noise and health* 2 (7): 59.
- St-Amour, Stephane. 2016. « Un mur anti-bruit qui ne remplit pas les promesses. » *Le Courrier de Laval*, 14 novembre. <https://courrierlaval.com/un-mur-anti-bruit-qui-ne-remplit-pas-les-promesses/>.
- Statistics Canada. 2001. *Visible Minorities in Canada*. : Minister of Industry.
- . 2016a. 2016 Census Data.
- . 2016b. *Dissemination area (DA)*. Statistics Canada.

- . 2017. *Visible Minority and Population Group Reference Guide, Census of Population, 2016*. Statistics Canada.
- Statistique Canada. 2015a. *Aire de diffusion (AD)*. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/ref/dict/geo021-fra.cfm>.
- . 2015b. *Îlot de diffusion (ID)*. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/ref/dict/geo021-fra.cfm>.
- . 2017a. *Annexe 1.9 – Erreurs-types relatives aux estimations provenant de l'échantillon de la population ayant répondu au questionnaire détaillé du Recensement de 2016*. Statistique Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/ref/98-304/app-ann1-9-fra.cfm?wbdisable=true>.
- . 2017b. « Guide de référence sur les minorités visibles et le groupe de population, Recensement de la population, 2016. ».
- . 2017c. *Seuils de faible revenu après impôt (SFR-Apl)*.
- Talen, Emily. 1998. « Visualizing fairness: Equity maps for planners. » *Journal of the American Planning Association* 64 (1): 22-38.
- 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.
- Tian, Nancy, Jianping Xue et Timothy M Barzyk. 2013. « Evaluating socioeconomic and racial differences in traffic-related metrics in the United States using a GIS approach. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 23 (2): 215.
- UMQ. 2012. *Livre Blanc municipal*. : Union des municipalités du Québec. <http://umq.qc.ca/publications/livre-blanc-municipal/>.
- van Kempen, Elise, Maribel Casas, Göran Pershagen et Maria Foraster. 2018. « WHO environmental noise guidelines for the European Region: a systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: a summary. » *International journal of environmental research and public health* 15 (2): 379.
- 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*. sous la dir. de Statistique Canada.

- Ville de Beaconsfield. 2015. *Mur antibruit au sud de l'autoroute 20*. Consulté le 12 novembre 2018. <https://www.beaconsfield.ca/fr/quoi-de-neuf/16131-mur-antibruit-au-sud-de-l-autoroute-20>.
- 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*. London ; New York: Routledge.
- 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.
- Waller, Lance A, Thomas A Louis et Bradley P Carlin. 1999. « Environmental justice and statistical summaries of differences in exposure distributions. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 9 (1): 56.
- Watts, G. R. 1995. « Acoustic performance of parallel traffic noise barriers. » *Applied Acoustics* 47 (2): 95-119.
- . 1996. « Acoustic performance of a multiple edge noise barrier profile at motorway sites. » *Applied Acoustics* 47 (1): 47-66.
- Watts, G. R., DH Crombie et DC Hothersall. 1994. « Acoustic performance of new designs of traffic noise barriers: full scale tests. » *Journal of Sound and Vibration* 177 (3): 289-305.
- Watts, G. R. et NS Godfrey. 1999. « Effects on roadside noise levels of sound absorptive materials in noise barriers. » *Applied Acoustics* 58 (4): 385-402.
- Watts, G. R., D. C. Hothershall et K. V. Horoshenkov. 2001. « Measured and predicted acoustic performance of vertically louvred noise barriers. » *Applied Acoustics* 62: 1278-1311.
- WHO. 1999. Guidelines for community noise. : World Health Organization. <http://www.who.int/docstore/peh/noise/bruit.htm>.
- . 2007. Global age-friendly cities: A guide. : World Health Organization.
- . 2011. Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe. : World Health Organization. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/e94888/en/.

———. 2018. Environmental noise guidelines for the European Region. : World Health Organization.

Wilhelmsson, Mats. 2000. « The impact of traffic noise on the values of single-family houses. » *Journal of Environmental Planning and Management* 43 (6): 799-815.

Williams, Robert W. 1999. « Environmental injustice in America and its politics of scale. » *Political Geography* 18 (1): 49-73.

Young, Iris Marion. 1990. *Justice and the politics of difference*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.

Zandbergen, Paul A et Jayajit Chakraborty. 2006. « Improving environmental exposure analysis using cumulative distribution functions and individual geocoding. » *International journal of health geographics* 5 (1): 23.

ANNEXE 1 : TABLEAU DESCRIPTIF DES VARIABLES SELON LES TYPES D'ÎLOTS ET LES DIFFÉRENTES RÉGIONS

	Effectifs					Proportions				
	Total	Enfants	Personnes âgées	Personnes à faible revenu	Minorités visibles	Total	Enfants	Personnes âgées	Personnes à faible revenu	Minorités visibles
Communauté métropolitaine de Montréal										
Extérieur	3 049 768	515 876	480 093	368 371	688 393	79,6%	80,0%	78,0%	78,1%	76,0%
A	533 554	85 807	94 370	71 986	143 777	13,9%	13,3%	15,3%	15,3%	15,9%
B	85 688	13 600	14 879	15 351	30 132	2,2%	2,1%	2,4%	3,3%	3,3%
C	161 515	29 559	25 996	15 919	43 503	4,2%	4,6%	4,2%	3,4%	4,8%
Total	3 830 525	644 842	615 338	471 627	905 805	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Ville de Montréal										
Extérieur	1 338 510	206 245	205 539	253 273	431 592	79,3%	78,3%	77,9%	78,4%	75,5%
A	228 576	36 655	38 397	47 407	93 839	13,5%	13,9%	14,6%	14,7%	16,4%
B	49 876	8 565	7 076	11 499	24 236	3,0%	3,3%	2,7%	3,6%	4,2%
C	70 082	11 791	12 759	10 736	21 726	4,2%	4,5%	4,8%	3,3%	3,8%
Total	1 687 044	263 256	263 771	322 915	571 393	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Municipalités défusionnées										
Extérieur	167 711	28 312	34 229	13 942	40 308	70,2%	72,5%	68,9%	65,1%	69,8%
A	57 841	8 522	12 607	5 912	14 141	24,2%	21,8%	25,4%	27,6%	24,5%
B	7 248	1 027	1 587	935	1 815	3,0%	2,6%	3,2%	4,4%	3,1%
C	6 232	1 204	1 287	619	1 490	2,6%	3,1%	2,6%	2,9%	2,6%
Total	239 032	39 065	49 710	21 408	57 754	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Laval										
Extérieur	349 054	60 449	60 297	29 872	88 871	82,8%	82,5%	84,2%	85,6%	81,6%
A	34 598	6 022	5 277	2 822	10 114	8,2%	8,2%	7,4%	8,1%	9,3%
B	1 501	171	518	115	383	0,4%	0,2%	0,7%	0,3%	0,4%
C	36 417	6 639	5 485	2 079	9 551	8,6%	9,1%	7,7%	6,0%	8,8%
Total	421 570	73 281	71 577	34 888	108 919	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Couronne Nord										
Extérieur	447 368	85 293	61 688	24 630	30 911	77,8%	79,0%	76,9%	76,9%	72,0%
A	99 804	17 277	15 135	5 776	8 662	17,4%	16,0%	18,9%	18,0%	20,2%
B	12 622	2 068	1 845	1 098	1 075	2,2%	1,9%	2,3%	3,4%	2,5%
C	14 888	3 315	1 538	517	2 305	2,6%	3,1%	1,9%	1,6%	5,4%
Total	574 682	107 953	80 206	32 021	42 953	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Couronne Sud										
Extérieur	747 125	135 577	118 340	46 654	96 711	82,3%	84,1%	78,9%	77,2%	77,5%
A	112 735	17 331	22 954	10 069	17 021	12,4%	10,7%	15,3%	16,7%	13,6%
B	14 441	1 769	3 853	1 704	2 623	1,6%	1,1%	2,6%	2,8%	2,1%
C	33 896	6 610	4 927	1 968	8 431	3,7%	4,1%	3,3%	3,3%	6,8%
Total	908 197	161 287	150 074	60 395	124 786	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

A : Partie de l'îlot dans la zone de gêne moyenne de 55 à 64 dB(A), non protégée par des écrans sonores;

B : Partie de l'îlot dans la zone de gêne forte de 65 dB(A) et plus, non protégée par des écrans sonores;

C : Partie de l'îlot protégée par des écrans sonores (peu importe qu'elle se trouve dans la zone de gêne moyenne de 55-64 ou forte de 65 dB(A) et plus);

Extérieur : Parties d'îlot à l'extérieur des zones de gênes.