

Université de Montréal

**Inégalités socioéconomiques et effets cardiovasculaires des expositions aux
émissions industrielles au Québec, Canada**

par

Emmanuelle Batisse

**Département de santé environnementale et santé au travail de l'École de santé publique
de l'Université de Montréal, Faculté des arts et des sciences**

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc) en santé
environnementale et santé au travail

Avril 2017

© Emmanuelle Batisse, 2017

Résumé

Les populations sont exposées quotidiennement à mélange complexe de polluants de l'air, comme les particules fines, le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote, qui ont été associés à de nombreux effets de santé, notamment d'ordre respiratoire et cardiovasculaire. La répartition des sources émettrices, les caractéristiques du paysage (c.-à-d. le cadre bâti, la topographie) et par conséquent ce mélange et l'exposition des populations varient de manière spatio-temporelle. L'objectif de ce mémoire était de documenter les inégalités sociales d'exposition aux émissions industrielles de polluants de l'air et les effets cardiovasculaires aigus de l'exposition journalière à ces polluants chez des populations vulnérables résidant à proximité de ces sources. Ainsi, à l'aide d'une étude écologique, nous avons analysé les corrélations entre le niveau de défavorisation (quatre indicateurs) de 2189 écoles primaires et secondaires québécoises et leur exposition aux émissions industrielles dans des rayons de 2,5 à 7,5 km. Nos résultats suggèrent des inégalités d'exposition des populations infantiles aux émissions industrielles à l'école, cependant elles n'étaient pas constantes pour les quatre indicateurs. En outre, nous avons analysé, utilisant une étude cas-croisés, le lien entre l'exposition aux polluants industriels estimés à l'aide des émissions et des concentrations de ces polluants, et les décès pour maladies cardiovasculaires chez des personnes âgées résidant dans un rayon de 7,5 km d'une industrie. Aucune association convaincante n'a été notée ; nos résultats étaient très variables ; cela était probablement dû aux limites associées à l'estimation de l'exposition de notre étude. De futures études avec de meilleures estimations d'exposition seront nécessaires pour soutenir ces résultats.

Mots-clés: écoles, émissions industrielles, enfants, épidémiologie, infarctus du myocarde, maladies cardiovasculaires, personnes âgées, pollution de l'air, Québec, statut social

Abstract

On a daily basis, populations are exposed to a complex mixture of air pollutants such as fine particulate matters, sulphur dioxide and nitrogen dioxide that have been associated with a range of health effects namely respiratory and cardiovascular effects. Emitting sources' distribution, landscape characteristics (i.e. infrastructure, topography) and thus the complex mixture of air pollutants and populations' exposure vary greatly in space and time. This thesis aimed to document social inequalities in exposure to industrial air emissions of pollutants and associations between daily exposure to these pollutants and cardiovascular mortality in vulnerable populations living near these sources. Thus, using an ecological design, we analyzed Pearson's correlations between deprivation level (using four indicators) of 2,189 primary and secondary Quebec schools and their exposure to industrial emissions in a radius of 2.5 to 7.5 km. Our results suggest inequalities in exposure to industrial air emissions at school in children. These associations were not consistent among all four indicators of deprivation. Besides, using a case-crossover design, we evaluated the associations between exposure to industrial air pollutants using both emission exposure estimates and sensor levels and deaths from cardiovascular diseases in the elderly living near industrial sources (<7.5 km). We found no convincing evidence of association. Our results varied greatly which could be caused by the limits of our study related to estimating exposure. Further studies using improved exposure estimates are necessary to support our findings.

Keywords: air pollution, cardiovascular diseases, children, elderly, epidemiology, industrial emissions, myocardial infarction, school, social status, Quebec

Table des matières

Résumé	ii
Abstract	iii
Table des matières	iv
Liste des tableaux	vii
Liste des figures	x
Liste des abréviations	xi
Remerciements	xii
Chapitre 1 : Introduction	1
Chapitre 2 : État des connaissances	3
2.1 La pollution de l'air	3
2.1.1 Principaux polluants et sources d'émissions	3
2.1.2 Répartition spatiale	4
2.1.3 Estimation de l'exposition de la population à la pollution de l'air	5
2.2 Populations vulnérables	8
2.2.1 Les enfants et les personnes âgées	9
2.2.2 Populations défavorisées.....	10
2.3 Effets cardiovasculaires et expositions aiguës à la pollution de l'air	11
2.3.1 Décès pour maladies ischémiques et autres MCV	12
2.3.2 Visites aux urgences et hospitalisations pour maladies ischémiques et autres MCV.....	13
2.3.3 Mesures physiologiques.....	15
2.4 Problématique et objectifs	18
Chapitre 3 : Méthodologie	19
3.1 Devis de recherche	19
3.1.1 Étude écologique.....	19
3.1.2 Étude cas-croisés.....	19
3.2 Population	20
3.2.1 Les enfants (<18 ans)	20

3.2.2	Les personnes âgées (65 ans).....	20
3.3	Issues à l'étude	21
3.3.1	Caractérisation de la défavorisation sociale.....	21
3.3.2	Données sur les décès pour maladies cardiovasculaires	22
3.4	Exposition aux émissions industrielles	23
3.4.1	Estimation de l'exposition des enfants à l'école.....	23
3.4.2	Estimation de l'exposition des personnes âgées à la résidence	23
3.5	Analyses statistiques	24
3.5.1	Analyses descriptives.....	24
3.5.2	Corrélations de Pearson et régression LOESS.....	25
3.5.3	Régressions logistiques.....	26
Chapitre 4	: Articles.....	27
	Contributions respectives de l'étudiant et des co-auteurs.....	27
	Article 1 - Socioeconomic inequalities in exposure to industrial air pollution emissions in Quebec public schools.	28
	Résumé.....	29
	Abstract.....	30
	Introduction.....	31
	Methods	32
	Results.....	36
	Discussion.....	38
	Conclusion	40
	References.....	41
	Tables and figure	44
	Supplemental materials: tables and figures	48
	Article 2 - Associations between daily exposure to air pollutant emissions by industries and deaths from cardiovascular diseases in elderly of regions of Quebec, Canada.....	57
	Abstract.....	59
	Introduction.....	60

Methods	61
Results.....	65
Discussion.....	67
Conclusion	69
References.....	70
Tables.....	73
Supplemental materials: tables	80
Chapitre 5 : Discussion.....	83
5.1 Retour sur les principaux résultats	83
5.1.1 Inégalités d'exposition des écoles publiques québécoises aux polluants de l'air industriels.....	83
5.1.2 Décès pour maladies cardiovasculaires et exposition aux polluants de l'air industriel	85
5.2 Forces et limites des études	86
5.2.1 Estimation de la défavorisation des enfants et de leur école	86
5.2.2 Estimation de l'exposition des individus et des associations	87
5.2.3 Données novatrices	89
5.2.4 Perspectives d'études futures.....	90
Chapitre 6 : Conclusion.....	92
Références bibliographiques.....	93
Appendices.....	xiii
Appendice 1	xiii
Appendice 2	xix
Appendice 3	xx

Liste des tableaux

Chapitre 4 : Articles	27
ARTICLE 1: Socioeconomic inequalities in exposure to industrial air pollution emissions in Quebec public schools.....	28
Table I: Characteristics of schools and their levels of deprivation according to four deprivation indicators (n = 2189).....	44
Table II: Industrial air emissions in buffers around schools.....	45
Table III: Pearson correlations (r) and 95% confidence intervals between measures from different deprivation indicators.....	46
Table S-I: Pearson's correlations (r) and their respective 95% confidence intervals between industrial log10-emissions of PM _{2.5} , NO ₂ and SO ₂ (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) around urban schools and their deprivation indicators.....	48
Table S-II: Pearson's correlations (r) and their respective 95% confidence intervals between industrial log10-emissions of PM _{2.5} , NO ₂ and SO ₂ (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) around rural schools and their deprivation indicators.....	49
Table S-III: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between for the low-income threshold indicator levels of deprivation (n=2189) using Welch Two Sample t-tests analyses.....	50
Table S-IV: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between for the neighbourhood SES indicator levels of deprivation (n=2189) using Welch Two Sample t-tests analyses.....	51
Table S-V: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between the material deprivation indicator of Pampalon's levels of deprivation (n=2189) using ANOVA.....	52
Table S-VI: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between the social deprivation indicator of Pampalon's levels of deprivation (n=2189) using ANOVA.....	53

ARTICLE 2: Associations between daily exposure to air pollutant emissions by industries and deaths from cardiovascular diseases in elderly of regions of Quebec, Canada 57

Table I: Summary characteristics of major industries of interest.....73

Table II: Summary of death from all cardiovascular diseases in elderly 65 years and older and estimates of exposure to industrial air emissions of pollutants (PM_{2.5}, SO₂ and NO₂) on case and control days from 2002 – 2010.....74

Table III: Summary of death from all cardiovascular diseases in elderly 65 years or older and daily concentrations of pollutants (PM_{2.5}, SO₂ and NO₂) using monitored ambient pollutant levels on case and control days from 2002 – 2010.....75

Table IV: Odds Ratios and 95% confidence intervals for the association between daily industrial emissions exposure and deaths for cardiovascular diseases in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry between 2002 and 2010.....77

Table V: Odds Ratios and 95% confidence intervals per interquartile range for the association between daily mean and maximum concentrations of pollutants using monitored ambient pollutant levels and deaths for cardiovascular diseases in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry emitter of air pollutants between 2002 and 2010.....78

Table S-I: Odds Ratios and 95% confidence intervals for the association between daily industrial emissions exposure and deaths for cardiovascular diseases in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry between 2002 and 2010.....80

Table S-II: Odds Ratios and 95% confidence intervals per interquartile range for the association between daily mean and maximum concentrations of pollutants using monitored ambient pollutant levels and deaths for cardiovascular diseases in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry emitter of air pollutants between 2002 and 2010.....81

Appendices	xiii
Tableau S-I: Classification des informations tirées de la revue de littérature sur l'association entre la défavorisation chez les enfants et les inégalités d'exposition à la pollution de l'air (n= 20 articles).....	xiii
Tableau S-II: Caractéristiques des indices de défavorisation attribués aux écoles publiques québécoises.....	xix

Liste des figures

Chapitre 4 : Articles	27
ARTICLE 1: Socioeconomic inequalities in exposure to industrial air pollution emissions in Quebec public schools.....	28
Figure 1: Relations between log10-industrial air pollutant emissions of PM _{2.5} , NO ₂ and SO ₂ within buffers of 2.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).....	47
Figure S-1: Relations between log10-industrial air pollutant emissions PM _{2.5} within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).....	54
Figure S-2: Relations between log10-industrial air pollutant emissions NO ₂ within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).....	55
Figure S-3: Relations between log10-industrial air pollutant emissions SO ₂ within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).....	56
Appendices	xiii
Figure S-1: Processus de sélection des articles inclus dans la revue de littérature sur l'association entre la défavorisation chez les enfants et les inégalités d'exposition à la pollution de l'air.....	xx

Liste des abréviations

CO	Monoxyde de carbone
IC95%	Intervalle de confiance à 95% (<i>95%CI for confidence interval</i> , en anglais)
IM	Infarctus du myocarde (<i>MI for myocardial infarction</i> , en anglais)
INRP	Inventaire national des rejets de polluants (<i>NPRI for National Pollutant Release Inventory</i> , en anglais)
LUR	Land-use regression (modèle de régression de l'utilisation des terres)
LOESS	Locally weighted scatterplot smoothing (modèle de régression local non-paramétrique)
MCV	Maladies cardiovasculaires (<i>CVD for cardiovascular diseases</i> , en anglais)
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
NO ₂	Dioxyde d'azote
O ₃	Ozone
OR	Rapport de cote (<i>Odds ratio</i> , en anglais)
PM _{2.5}	Particules fines
ppb	Partie par milliard
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (<i>NAPS for National Air Pollution Surveillance</i> , en anglais)
SD	Écart-type (<i>Standard deviation</i> , en anglais)
SO ₂	Dioxyde de soufre

Remerciements

Je voudrais commencer par remercier ma directrice de recherche, *Audrey Smargiassi*, qui m'a permis de réaliser ce projet en m'accompagnant rigoureusement et assidûment tout au long de mon parcours. Grâce à toi, je finis ce mémoire avec un bagage de connaissances et d'outils de travail mais aussi inspirée et motivée pour les futurs défis qui m'attendent. Je te remercie aussi pour toutes les opportunités que tu m'as offertes ; elles m'ont permis de découvrir mes intérêts de recherche, d'élargir mon réseau de contacts, de présenter mes projets lors de conférences et de m'intégrer sur plusieurs autres projets de recherche.

Je voudrais aussi remercier ma codirectrice de recherche, *Jill Baumgartner*, qui m'a permis d'évoluer dans un co-environnement de recherche à l'Université McGill tout en m'offrant de précieux conseils. Mes compétences de rédaction et de compréhension de l'anglais en ont grandement bénéficié. De plus, j'ai pu y rencontrer d'autres professeurs inspirants et enrichissants et acquérir des compétences supplémentaires en épidémiologie et en biostatistiques ainsi que développer mon sens critique et de synthèse.

Par ailleurs, je remercie *Sophie Goudreau*, *Allan Brand* et *Céline Plante* pour leur aide précieuse avec le traitement des données de mes articles. Je pense aussi à mes collègues et professeurs du Département de santé environnementale et santé au travail rencontrés au cours de mon parcours avec qui j'ai pu partager de nombreuses discussions enrichissantes et des activités au sein du Comité social.

Finalement, je remercie de tout coeur mes amies et partenaires d'études - *Magalie*, *Hélène* et *Margaux* – avec qui j'ai partagé les joies et difficultés des études graduées. Merci de m'avoir aidée et soutenue dans la réalisation de mes projets pendant ces deux années et demie.

Chapitre 1: Introduction

La pollution atmosphérique est un mélange complexe de polluants covariant ensemble. Les principaux polluants de l'air incluent les particules fines ($PM_{2.5}$), l'ozone (O_3), ainsi que les oxydes d'azote et de soufre. Ces polluants sont émis par des sources naturelles (ex. feux de forêt) et par un ensemble d'activités anthropiques (1-3). Les sources anthropiques majeures incluent le trafic routier et les activités industrielles. Les $PM_{2.5}$ et l' O_3 sont aussi produits de façon secondaire dans l'atmosphère, à partir de polluants précurseurs comme les oxydes d'azote et de soufre (4, 5). L' O_3 et les $PM_{2.5}$ sont considérés comme des polluants régionaux puisque leur action peut survenir loin des sources d'émissions. La formation secondaire de ces polluants contribue à un certain degré d'uniformité spatiale (homogénéité) dans l'atmosphère (6).

L'exposition à la pollution de l'air ambiant représente une problématique mondiale importante. En effet, elle est classée parmi les cinq facteurs de risques environnementaux majeurs associés à la morbidité et à la mortalité chez les populations (7). Parmi les effets des polluants de l'air, les effets cardiovasculaires associés à l'exposition aux $PM_{2.5}$ font partie des plus documentés. L'exposition journalière aux $PM_{2.5}$ a été associée à des visites aux urgences, à des hospitalisations, à des décès pour maladies cardiovasculaires, et à des changements du rythme cardiaque (3, 8). L'exposition journalière aux $PM_{2.5}$ a aussi été associée à des effets respiratoires incluant des visites aux urgences, des hospitalisations et des décès pour ces maladies, de même que des symptômes respiratoires, et la diminution des fonctions pulmonaires notamment chez l'enfant (9). L'exposition prolongée sur plusieurs années aux $PM_{2.5}$ a aussi été associée à des décès pour problèmes cardio-respiratoires (10), à des problèmes respiratoires comme le développement de l'asthme (11), et à des symptômes respiratoires chez l'enfant (12, 13).

Cependant très peu d'études ont été réalisées sur l'effet de l'exposition de courte durée à un mélange de polluants provenant majoritairement des émissions industrielles. Or, un nombre grandissant d'études suggère notamment que l'effet des $PM_{2.5}$ sur la santé pourrait varier selon les sources d'émission qui en influenceraient la composition (3, 14).

En outre, les effets des polluants de l'air seraient plus importants chez des populations vulnérables comme les enfants (<18 ans) et les personnes âgées (65 ans et plus) (1-3, 15). De plus, d'autres études suggèrent que les populations défavorisées socialement seraient susceptibles d'être plus exposées que des populations mieux nanties (16-18). Cependant, les études portant sur l'exposition des populations vulnérables aux émissions industrielles de polluants de l'air sont rares.

Dans le chapitre suivant, nous présentons les sources d'émission et les principales caractéristiques des polluants de l'air à l'étude dans ce mémoire, ainsi que les méthodes employées pour estimer l'exposition des populations à ces polluants. Dans une seconde partie, nous présentons les populations sensibles à la pollution de l'air et notamment l'exposition des personnes socialement défavorisées. Enfin, les effets cardiovasculaires associés à l'exposition de courte durée aux polluants de l'air sont abordés.

Chapitre 2: État des connaissances

2.1 La pollution de l'air

2.1.1 Principaux polluants et sources d'émissions

La pollution de l'air réfère à un mélange complexe de polluants qui varie dans l'espace et dans le temps. Il existe des polluants primaires, soit les polluants directement émis par des sources, et des polluants secondaires résultant de transformations physicochimiques ayant lieu dans la couche atmosphérique. Le Ministère de l'Environnement et des Changements climatiques canadien considère six principaux polluants de l'air primaires (c.-à-d. polluants émis d'une source), soit: les particules, incluant la matière particulaire totale (MPT), les particules grossières (PM_{10}) et les particules fines ($PM_{2,5}$), les oxydes de soufre (SO_x), les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV), le monoxyde de carbone (CO) et l'ammoniac (NH_3) (19). Les $PM_{2,5}$, le dioxyde d'azote (NO_2) et le dioxyde de soufre (SO_2) font partie des polluants primaires les plus surveillés au Québec et au Canada (voir Section 2.1.3). Ces polluants sont émis par des sources naturelles (éruptions volcaniques, feux de forêt) et des sources anthropiques mobiles (c.-à-d. les moyens transports) et ponctuelles (les industries, par exemple) (19, 20).

Au Québec, les principales sources émettrices de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 sont les procédés de combustion industrielle ou liées au transport et la combustion non industrielle (le chauffage au bois, par exemple) (20). D'après les analyses de répartition des sources, 43,8% des émissions de $PM_{2,5}$ seraient attribuables au chauffage au bois, 39,1% aux activités industrielles et 16,0% aux transports; 81,2% des émissions de SO_2 seraient attribuables aux activités industrielles, et 11,7% au secteur des transports; et, 75,8% des émissions de NO_2 seraient attribuables au secteur des transports, et 15,4% aux industries. De plus, plusieurs études suggèrent que la composition des $PM_{2,5}$ varie selon les sources émettrices (3, 21).

Les $PM_{2,5}$, l'ozone (O_3), le NO_2 et le SO_2 sont aussi des polluants secondaires (1-3). Le NO_2 et le SO_2 peuvent être le produit de transformations d'autres oxydes d'azote ou de soufre,

respectivement, tandis que les $PM_{2.5}$ peuvent résulter de transformations de ces deux derniers ou de transformations d'autres $PM_{2.5}$. La formation de l' O_3 dans l'atmosphère résulte de processus photochimiques impliquant la lumière du soleil, les caractéristiques des nuages, et la disponibilité des précurseurs tels que les NO_x , le CO, et les VOCs (5, 22). Ces mécanismes de transformation et de dégradation des polluants sont complexes et sont influencés par différents facteurs tels que la présence d'oxydants dans l'atmosphère, la durée de résidence dans l'atmosphère et les conditions météorologiques (la température, les vents, les précipitations et l'humidité relative) (4).

2.1.2 Répartition spatiale

Tant au niveau local que régional, les mécanismes de répartition spatiale et de transport des polluants dans la couche atmosphérique sont régis par de nombreux facteurs dont : 1) la répartition géographique des sources d'émission, 2) la temporalité des émissions, 3) la hauteur de la couche atmosphérique, 4) les mouvements convectifs des couches d'air, 5) la météorologie (la vitesse et direction des vents, la température, les précipitations, la pression atmosphérique), et 6) la topologie de l'environnement (par exemple : présence d'immeubles, de montagnes, densité d'habitation) (1-4, 23).

Au niveau local, la répartition des polluants dans la couche atmosphérique peut être hétérogène ou homogène (1-3), c'est-à-dire que dans une ville comme Montréal, certains quartiers peuvent présenter des mélanges de polluants de composition et concentrations très différentes. Les vents et mouvements de convection de l'air de la couche atmosphérique sont les premiers facteurs responsables du transport des polluants. Les polluants formés lors de leur transport sur des distances relativement longues, soit les polluants secondaires, sont appelés polluants régionaux (4). La contribution proportionnelle des différentes sources d'émission varie aussi de manière spatiale et temporelle. Ainsi, le mélange complexe de polluants de l'air en milieu urbain sera souvent différent de celui en milieu rural ou à proximité de quartiers industriels (1-3, 21). Le SO_2 est produit majoritairement par la combustion des énergies fossiles telles que le charbon et les pétroles lourds (20, 24). Les concentrations de SO_2 sont donc souvent plus élevées à proximité d'industries. Par contre, les principales sources

d'émissions de NO_2 sont les processus de combustion d'énergies fossiles à de très hautes températures tels qu'utilisés par les véhicules motorisés (20, 24, 25). Les concentrations de NO_2 seront donc souvent plus élevées à proximité des axes routiers, donc en milieu urbain. Enfin, les $\text{PM}_{2,5}$ proviennent de multiples sources telles que les processus de combustion de biomasse et d'énergies fossiles, les processus de combustion intérieure (chauffage, cuisine) ainsi que les poussières provenant des industries et des axes routiers (20, 24). Même si les concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ sont élevées à proximité de leurs sources d'émissions, les $\text{PM}_{2,5}$ sont généralement réparties de manière relativement homogène, car leur majorité est formée par des processus secondaires (3). De plus, certaines études récentes suggèrent que la composition des $\text{PM}_{2,5}$ varie en fonction des milieux urbains, industriels et ruraux (26, 27). En effet, une étude de Kundu et collaborateurs (2014), réalisée aux États-Unis, rapporte que les $\text{PM}_{2,5}$ sont enrichies en métaux lourds (comme le plomb, le fer et le zinc), en éléments traces (comme le chrome et le manganèse) ainsi qu'en éléments provenant de la croûte terrestre (comme l'aluminium, fer et silicium) dans un milieu urbain avec de fortes activités industrielles. De plus, Contini et collaborateurs (2014) rapportent un enrichissement en nickel et en chrome (éléments traces) à proximité de sites industriels en Italie.

2.1.3 Estimation de l'exposition de la population à la pollution de l'air

L'estimation de l'exposition des populations est cruciale pour évaluer les risques de santé et orienter les priorités d'action. D'après Brauer (2010), l'estimation de l'exposition est sujette à de nombreuses problématiques puisque : 1) les concentrations varient dans le temps et l'espace et sont donc rarement constantes, 2) le mélange de polluants atmosphériques est complexe et changeant (voir Chapitre 2 - Section 2.1.1), et 3) l'exposition individuelle est aussi influencée par des facteurs comportementaux (lieu de travail, temps passé à l'extérieur, hygiène de vie, etc.).

Il existe plusieurs méthodes permettant d'estimer l'exposition aux polluants de l'air: le choix des chercheurs pour une méthode plutôt qu'une autre repose fréquemment sur des contraintes financières et logistiques (28). En outre, les études estimant l'exposition à court terme (quelques jours) et à long terme (quelques années) n'emploieront pas nécessairement les

mêmes méthodes. De plus, ce choix variera en fonction de la taille de la population étudiée et des objectifs du projet de recherche.

2.1.3.1 L'étalon-or

La mesure d'exposition personnelle est la méthode d'estimation de l'exposition à la pollution de l'air considérée comme l'étalon-or (*gold standard*, en anglais) (28). Elle consiste généralement à équiper d'un appareil de mesures les individus dont on veut évaluer l'exposition aux polluants de l'air et à échantillonner en continu, sur une période de temps limitée. Elle permet donc d'estimer l'exposition individuelle en prenant en compte les variations spatio-temporelles de l'exposition. Cependant, cette méthode étant très coûteuse et invasive, elle est généralement utilisée pour l'étude de l'exposition à court terme d'une population très restreinte.

2.1.3.2 Stations de mesures des polluants de l'air

Une alternative aux échantillonneurs individuels est d'utiliser des échantillonneurs en postes fixes pour estimer l'exposition de la population. On peut, par exemple, estimer l'exposition des individus d'une population à leur lieu de résidence, de scolarisation ou de travail, en utilisant les niveaux de polluants à la station de mesures la plus proche de ces lieux (28). Étant donné le peu de stations de mesures, elles ne représentent pas adéquatement la variation spatiale des niveaux de polluants. Ainsi, les données en postes fixes ont souvent été utilisées pour étudier les effets des variations temporelles des niveaux de polluants, en supposant qu'il n'y ait pas ou peu de variation spatiale dans l'exposition des individus d'un territoire donné. Par exemple, certaines études ont porté sur l'association entre le risque d'effets cardiovasculaires aigus (infarctus du myocarde, insuffisance cardiaque, hypertension par exemple) (29, 30) ou d'effets respiratoires (asthme, bronchites par exemple) (30, 31) et les variations horaires ou quotidiennes des polluants de l'air.

Les réseaux de stations d'échantillonnages sont généralement mis en place par les gouvernements pour surveiller la qualité de l'air. Au Québec, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)

supervise le Programme de surveillance de la qualité de l'air, mis en place dans les années 1970 (32). Ce large réseau couvre une grande partie du territoire québécois avec un total de 67 stations de mesures réparties sur 15 régions administratives. Les $PM_{2,5}$, le NO_2 et le SO_2 font partie des 13 polluants de l'air surveillé par le MDDELCC et dont le réseau de mesures en continu (valeur moyenne calculée toutes les quatre minutes) est le plus développé avec 46, 22 et 20 stations de mesures, respectivement (32). De plus, deux stations de mesures échantillonnent les $PM_{2,5}$ de façon séquentielle ; c'est-à-dire sur des périodes plus longues : typiquement 24 heures.

À l'échelle nationale, le Ministère de l'Environnement et des Changements climatiques du Canada a mis en place le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) avec 368 stations de mesures. Ce système est géré en coopération au niveau provincial, territorial et municipal (33).

2.1.3.3 *Données sur les émissions*

D'autres informations peuvent être utilisées pour estimer l'exposition des populations aux polluants de l'air. À cet effet, les données d'émissions annuelles de polluants des industries, notamment celles de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) canadien, mis en place dans les années 1990, ont été utilisées (34). Les propriétaires ou exploitants d'installations répondant aux critères de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* sont tenus de rapporter annuellement leurs émissions (en tonnes) de polluants dans l'air (ainsi que dans l'eau et le sol). Les émissions ne correspondent pas à des concentrations dans l'air et encore moins à des expositions individuelles. Les émissions sont transformées et dispersées dans l'atmosphère et l'utilisation simple des quantités d'émissions à proximité de la résidence d'un individu demeure une estimation très grossière (31, 35).

2.1.3.4 *Modèles d'exposition*

Comme mentionné dans le Chapitre 2 - Section 2.1.3.2, les stations de mesures permettent d'estimer l'exposition tout en prenant en compte la variabilité temporelle du mélange de polluants. Cependant, les différents facteurs mentionnés dans le Chapitre 2 - Section 2.1.2, tels

que la météorologie et la topologie, peuvent affecter la répartition spatiale des polluants et faire en sorte que les stations de mesures ne représentent pas bien l'exposition des individus (28).

Pour combler ce manque d'informations, divers modèles comme ceux de type « Land Use Regression (LUR) » (modèles statistiques) ou des modèles de dispersion (modèles mathématiques) sont utilisés afin d'estimer l'exposition des individus aux polluants de l'air. Les LURs estiment des niveaux de polluants mesurés à divers moments et endroits à partir d'une équation de régression développée avec des prédicteurs disponibles pour l'ensemble d'un territoire (par exemple : l'utilisation du sol, la topographie, les sources à proximité, la météorologie). D'autres approches existent aussi pour estimer l'exposition des populations, comme celles basées sur l'imagerie satellitaire. Ces images nécessitent un traitement important, surtout si la résolution spatiale et temporelle est fine. Des modèles hybrides existent aussi, comme des LURs basés sur l'imagerie satellitaire et des modèles mathématiques (28).

2.2 Populations vulnérables

La pollution atmosphérique est une problématique qui concerne l'ensemble de la population. Cependant, les populations sont affectées différemment en fonction de leur lieu de résidence et de travail ainsi que de leurs caractéristiques individuelles (1-3, 15).

En effet, ces variations sont dues en partie à la répartition géographique des sources au niveau local; les populations vivant à proximité et sous les vents de sources émettrices sont susceptibles d'être exposées à des mélanges de polluants différents et à des concentrations plus élevées que les populations plus éloignées ou contre les vents (35).

D'autre part, les enfants et les personnes âgées seraient particulièrement vulnérables aux effets de la pollution de l'air (1-3, 15).

Ainsi, pour une même concentration de polluants dans l'air ambiant, certains groupes d'individus peuvent être plus vulnérables – et leur fardeau de la maladie plus grand – que

d'autres groupes, en raison d'une exposition à la pollution de l'air ou d'une sensibilité plus élevée.

2.2.1 Les enfants et les personnes âgées

Plusieurs caractéristiques contribuent à la sensibilité des enfants (<18 ans) et des personnes âgées (65 ans et plus) à la pollution atmosphérique.

Premièrement, chez les enfants en bas âge et les adolescents, les systèmes d'organes, incluant le système respiratoire, sont encore en développement (1-3, 36). Une exposition aux polluants atmosphériques durant cette fenêtre temporelle critique peut avoir des impacts irréversibles. Ces impacts peuvent aussi augmenter la vulnérabilité des enfants à de futures maladies telles que le développement de maladies respiratoires (allergies, asthme, bronchites) (37). Deuxièmement, les enfants ont un taux de ventilation plus élevé que les adultes: à temps et efforts égaux, les enfants inhalent un plus grand volume d'air par unité de poids corporel (1-3, 37, 38). De plus, ils ont tendance à respirer davantage par la bouche que par le nez, or ce dernier jouerait un meilleur rôle de filtre pour les polluants (39). Un autre facteur augmentant l'exposition des enfants aux polluants de l'air est que ces derniers prennent part à plus d'activités extérieures que les adultes (39). Ainsi pour une même concentration dans l'air ambiant, un enfant et un adulte ne subissent pas la même exposition.

D'autre part, chez les populations âgées, les processus de vieillissement entraînent généralement un affaiblissement du système immunitaire et des réactions physiologiques. Ceci entraîne, en partie, un taux de prévalence de maladies cardiovasculaires et respiratoires plus élevé par rapport au reste de la population (1-3, 15). De plus, les personnes souffrant de telles maladies sont plus susceptibles de voir leurs symptômes aggravés avec l'augmentation des niveaux de polluants de l'air (15, 40). Ainsi, des études épidémiologiques ont rapporté des effets cardio-respiratoires plus élevés chez les personnes âgées que chez la population générale reliés à l'exposition à court ou long terme à la pollution de l'air (40, 41).

2.2.2 Populations défavorisées

Différentes variables sont utilisées pour estimer la défavorisation sociale des populations: par exemple l'ethnicité, le revenu, le niveau d'éducation, l'emploi actuel, l'adhésion à des programmes destinés à soutenir les familles défavorisées, ou encore, des indices créés à partir de plusieurs de ces variables (42).

Plusieurs études suggèrent que les populations défavorisées socialement sont aussi susceptibles d'être plus exposées aux polluants de l'air. Des associations négatives ont été notées entre la défavorisation des populations et l'exposition aux polluants du trafic routier aux États-Unis (18, 43-45) et en Europe (16, 46) et aux polluants émis par des sources industrielles aux États-Unis (43, 47), mais la majorité des études se sont concentrées sur les polluants du trafic routier. Certaines études sur l'exposition aux $PM_{2.5}$, comme celle effectuée au Ghana, n'ont pas rapporté d'associations entre la défavorisation sociale et l'exposition (48). Les enfants (<18 ans) et les personnes âgées sont aussi identifiés comme des groupes à risque d'inégalités d'exposition à la pollution de l'air (49-51). Les enfants peuvent être involontairement exposés puisqu'ils ont généralement moins de contrôle sur leurs conditions de vie (choix de localisation de la résidence ou de l'école, par exemple).

Notre revue de littérature suggère ainsi que les enfants socialement défavorisés seraient plus susceptibles d'être exposés aux polluants de l'air. En appendice se retrouvent les mots-clés et les bases de données consultés pour cette revue de la littérature, les critères d'exclusion des études (voir Appendices : Figure S-1) ainsi qu'un résumé des principaux résultats (voir Appendices: Tableau I).

En outre, on note que les études se sont concentrées principalement sur le lieu de résidence comme lieu principal d'exposition, et ce malgré le fait que les enfants passent une partie considérable de leur temps à l'école et à l'extérieur. En effet, au Québec, ils passent au moins 180 jours par an et 30 heures par semaine à l'école ou dans la cour de récréation (52, 53). Ce type d'exposition n'est donc pas négligeable en termes d'impacts sur la santé des enfants. D'après cette revue de littérature, jusqu'à ce jour aucune étude n'a porté sur l'association entre

la défavorisation sociale chez les enfants et l'exposition aux émissions industrielles de polluants de l'air.

2.3 Effets cardiovasculaires et expositions aiguës à la pollution de l'air

Les maladies cardiovasculaires (MCV) sont la première cause de décès chez les adultes au Canada et dans le monde (54, 55). D'après l'Agence de la santé publique du Canada, les maladies cardiovasculaires sont des maladies de l'appareil circulatoire, qui est l'appareil constitué du cœur et des vaisseaux sanguins et qui alimente les poumons, le cerveau, les reins et d'autres parties du corps (54). En 2012, plus de 65 000 décès dus à une ou plusieurs maladies de l'appareil circulatoire étaient enregistrés au Canada (56). Par ordre d'importance décroissant, les causes précises de décès étaient les cardiopathies ischémiques - telles que les infarctus du myocarde – les insuffisances cardiaques (c.-à-d. une trop faible activité de pompage du cœur par rapport au niveau de la circulation sanguine dont le corps a besoin (54)) et les maladies cérébrovasculaires.

Les cardiopathies ischémiques sont caractérisées par des problèmes d'irrigation sanguine du muscle cardiaque (c.-à-d. le cœur)(54). Il s'agit d'un blocage partiel ou complet d'une ou des deux artères coronaires. Ces blocages peuvent entraîner une insuffisance de sang oxygéné dont les symptômes médicaux reconnus sont l'angine de poitrine, la nécrose ou la mort du muscle et l'infarctus du myocarde (IM) (couramment appelé crise cardiaque).

Les effets cardiovasculaires associés à l'exposition journalière aux $PM_{2,5}$ ont été davantage étudiés comparativement à ceux liés à d'autres polluants de l'air comme le SO_2 , le NO_2 et l' O_3 . Les associations entre les niveaux journaliers de polluants de l'air et divers effets cardiovasculaires incluant des effets physiologiques, des visites aux urgences, des hospitalisations et des décès ont été documentées. Cependant à notre connaissance, aucune étude n'a porté sur l'effet de l'exposition de courte durée à un mélange de polluants provenant majoritairement d'émissions industrielles. De plus, les effets aigus des $PM_{2,5}$, du NO_2 et du SO_2 ont surtout été étudiés en considérant que l'exposition est identique pour tous les

individus d'une même ville un jour donné, et est représentée par la mesure des PM_{2,5}, du NO₂ et/ou du SO₂ à des stations de mesures fixes.

2.3.1 Décès pour maladies ischémiques et autres MCV

Un large ensemble de données probantes de la littérature épidémiologique statue qu'il y a des associations positives entre les décès pour maladies cardiovasculaires et l'exposition à court terme aux PM_{2,5} (57, 58). Les études rapportent une augmentation de 0,47% à 0,85% de la mortalité pour MCV par augmentation de 10 ug.m-3 de PM_{2,5} (3). Parallèlement aux résultats trouvés avec les hospitalisations pour MCV (Chapitre 2 - Section 2.3.2), des études ont aussi montré des associations plus fortes avec certaines compositions de PM_{2,5} (57) et sources de PM_{2,5} comme le trafic routier, les activités de combustion de biomasse ou les fonderies (14, 59). Plusieurs méta-analyses et études de plusieurs villes rapportent des associations entre l'exposition de courte durée aux PM_{2,5} et l'augmentation du risque de décès pour IM (57, 60) et pour accidents cérébrovasculaires (57, 58) spécifiquement.

En ce qui concerne le NO₂, des associations positives sont rapportées entre les expositions aiguës et les décès pour MCV (1). Cependant, la différenciation particulière des MCV n'est pas faite dans ces études. Les études suggèrent aussi que les décès d'origine cardiovasculaire se manifestent à la suite d'une exposition aiguë, entre 0 et 24 heures ainsi que dans les 0 à 5 jours qui suivent cette exposition (1). De plus, il semble exister une variabilité spatiale et saisonnière entre ces associations. Par exemple, une étude réalisée dans 15 villes italiennes en 2007 suggère une augmentation du risque de 1,5% à 7,3% en été pour une augmentation de 20 parties par milliards (ppb) de NO₂ sur une période de 24 h, mais aucune association durant l'hiver (61).

Par ailleurs, l'importance du SO₂ comme facteur de risque dans l'association entre les expositions aiguës et les décès pour MCV reste indéterminée (2). En effet, au Canada et aux États-Unis les études dans plusieurs villes ne supportent pas d'association entre l'exposition aiguë au SO₂ et les décès pour MCV après avoir ajusté pour l'exposition aux particules (PM) et au CO. Par contre, en Europe les études suggèrent des associations: par exemple aux Pays-Bas, des études ont trouvé des excès de risques de 2,7% (IC95%: 1,3 - 4,1) pour les décès pour

MCV et de 7,1% (IC95%: 2,6 – 11,7) pour les décès pour IM pour une augmentation de 10 ppb de SO₂ intégré sur 24 heures entre le jour 0 et le jour 6 (62). Cependant, ces associations sont similaires pour les autres co-polluants (PM, CO, O₃, NO₂) ce qui mène à s'interroger sur le fait que ces associations soient partagées ou confondues (2).

2.3.2 Visites aux urgences et hospitalisations pour maladies ischémiques et autres MCV

La majorité des études épidémiologiques ont montré des associations positives entre l'exposition à court terme aux PM_{2,5} et les visites aux urgences et hospitalisations pour les MCV: selon l'agence américaine *Environmental Protection Agency*, l'augmentation du risque de visites aux urgences ou d'hospitalisations varierait de 0,5% à 3,4% par augmentation de 10 µg.m-3 de PM_{2,5} (3). Plus précisément, des associations avec les visites aux urgences et des hospitalisations à la suite d'IM, d'insuffisances cardiaques ou d'autres maladies ischémiques ainsi que des accidents cérébrovasculaires ont été montrées (63-65). Il semble⁷ que les cardiopathies ischémiques soient les maladies pour lesquelles les associations sont les plus fortes (3). De plus, en utilisant des méthodes de répartition des sources, certaines études ont rapporté des risques relatifs différents pour les hospitalisations pour MCV selon la composition des PM_{2,5} (66-68).

Certaines études ne montrent pas d'association entre les niveaux de PM_{2,5} journaliers et les visites aux urgences ou hospitalisations pour MCV, ce qui pourrait être expliqué par la variation spatiale des niveaux de PM_{2,5} et par la composition variable de ces dernières (3).

De nombreuses études épidémiologiques suggèrent des associations positives entre l'exposition à court terme au NO₂ et les visites aux urgences et les hospitalisations à la suite d'un IM aigu, d'une angine de poitrine ou d'autres types de cardiopathies ischémiques (1, 29, 30, 69). Les associations rapportées seraient souvent plus fortes chez les personnes âgées de plus de 65 ans (30). Au Royaume-Uni, Bhaskaran et collaborateurs (2011) ont réalisé une étude incluant plus 79 000 cas et leur exposition au NO₂ dans l'heure précédant l'IM. Ils ont rapporté une augmentation du risque de subir un IM de 5% (IC95%: 1,7 – 10.6) par augmentation de 30 ppb de NO₂, mais aucun ajustement pour des copolluants n'a été fait (29).

Une étude de plusieurs villes canadiennes par Stieb et collaborateurs (2009) a rapporté une augmentation du risque d'angine de poitrine ou d'IM, soit de 2,8% (IC95% : 0,2 – 5,4) par augmentation de 20 ppb de NO₂ pour une période de 24 heures. Dans cette étude, après avoir ajusté pour le CO, les associations étaient conservées, mais atténuées. D'autre part, des associations positives ont été trouvées entre l'exposition journalière au NO₂ et les hospitalisations pour insuffisances cardiaques dans deux études récentes (30, 70). Par ailleurs, les associations entre l'exposition à court terme au NO₂ et les hospitalisations à la suite d'accidents cérébrovasculaires divergent entre les différentes études épidémiologiques (1). Par exemple, Wellenius et collaborateurs (2012) ont rapporté un risque relatif de 1,32 (95% CI: 1,08, 1,63) par augmentation de 20 ppb de NO₂ aux États-Unis (71) alors qu'au Japon, Turin et collaborateurs (2012) ont rapporté des associations nulles (72).

Les études sur le NO₂ présentent des associations même après ajustement pour la météorologie, le SO₂, l'O₃ et les PM₁₀ (1). Par contre, lorsque les analyses sont ajustées pour les PM_{2,5}, les particules ultrafines et le CO – c.-à-d. des copolluants émis par le trafic routier ou de potentiels polluants confondants - certaines études présentent des associations positives atténuées ou non significatives (30, 69, 73).

Plusieurs études suggèrent des associations positives entre l'exposition à court terme au SO₂ et les admissions aux urgences et hospitalisations pour maladies cardiovasculaires. Cependant, ces associations n'étaient pas robustes à l'ajustement pour d'autres polluants comme le CO et les PM_{2,5}, suggérant que le risque serait associé à ces autres copolluants (74). Une étude dans six villes métropolitaines de Toronto (75) et une autre dans plusieurs villes espagnoles (74) ont trouvé des associations positives entre les expositions aiguës au SO₂ et les hospitalisations pour problèmes cardiaques. Les PM n'ont pas été incluses dans l'étude canadienne et ces résultats n'ont pas été maintenus lorsque les modèles ont été ajustés pour le CO et les PM dans l'étude espagnole. Certaines études ont trouvé des associations positives avec les hospitalisations pour accidents cérébrovasculaires (76, 77) tandis que d'autres non (78, 79). De faibles associations positives, mais non statistiquement significatives ou négatives avec les insuffisances cardiaques, les cardiopathies ischémiques et les angines de poitrine ont aussi été rapportées par certaines études (78, 79).

En résumé, la majorité des études épidémiologiques suggèrent des associations positives entre l'exposition à court terme aux $PM_{2.5}$ et les visites aux urgences et hospitalisations pour maladies ischémiques et autres MCV. Certaines études utilisant des méthodes de répartition des sources d'émissions des $PM_{2.5}$ suggèrent aussi des associations différentes en fonction de la composition des $PM_{2.5}$, mais très peu d'études se sont consacrées aux $PM_{2.5}$ émises par les industries. En ce qui concerne l'exposition à court terme au NO_2 et au SO_2 , les résultats sont divergents et bien que plusieurs études présentent des associations positives, d'autres travaux sont nécessaires afin de considérer un lien de causalité entre l'exposition aiguë et ces effets de santé.

2.3.3 Mesures physiologiques

Plusieurs études ont rapporté des associations entre l'exposition journalière aux $PM_{2.5}$ et l'augmentation (80, 81) ou la diminution (82) de la pression artérielle ainsi que de marqueurs d'inflammation systémique (83, 84). Par définition, la pression artérielle est la pression exercée par le sang sur les parois des vaisseaux sanguins lorsqu'il y circule; cette dernière fluctue au cours de la journée (85, 86). L'hypertension artérielle réfère à une augmentation de la pression artérielle par rapport à la pression normale (c.-à-d. habituelle) pour un même individu (85, 86). D'autre part, l'inflammation pulmonaire peut entraîner une inflammation généralisée du système : on l'appelle l'inflammation systémique. Elle est caractérisée par des marqueurs de réponses immunitaires aiguës (87).

Une méta-analyse par Cai et collaborateurs (2016) rapporte des associations entre l'exposition aux $PM_{2.5}$ et l'hypertension artérielle. Cependant, ces associations semblent être divergentes puisque d'autres études ne rapportent pas d'association (88, 89). Par ailleurs, Siponen et collaborateurs (2015) suggèrent aussi que l'effet de l'exposition aux $PM_{2.5}$ sur les marqueurs d'inflammation systémique diffère selon les sources. De plus, une méta-analyse de nombreuses études dans le monde (principalement aux États-Unis, en Europe, au Canada et en Asie) rapporte une hétérogénéité des associations entre l'arythmie cardiaque (anomalie de la fréquence cardiaque (87)) et l'exposition à court terme aux $PM_{2.5}$ (8).

Les résultats de la littérature ne supportent pas d'association entre l'exposition à court terme au NO₂ et l'hypertension (90), l'augmentation de la pression artérielle (91) ou l'arythmie cardiaque (92). Une étude rapporte une association entre le NO₂ et la présence de biomarqueurs sanguins associés au risque d'effets de santé cardiovasculaires (93). De plus, quelques études toxicologiques et d'expositions humaines contrôlées suggèrent des associations positives entre l'exposition au NO₂ et l'augmentation du stress oxydatif et de l'inflammation systémique (94, 95). Cependant, ces associations ne sont pas constantes dans la littérature (96).

Finalement, en ce qui concerne l'exposition au SO₂, les résultats de la littérature épidémiologique sont controversés: certaines études présentent des associations positives entre l'exposition à court terme au SO₂ et l'arythmie cardiaque (92), la pression artérielle (97) et l'hypertension (90) tandis que d'autres n'ont pas trouvé d'associations (79, 98). Cette diversité d'associations est aussi retrouvée en ce qui concerne les biomarqueurs sanguins - associés au risque de présenter des effets de santé cardiovasculaire (99, 100). Bien que les mécanismes biologiques soient plausibles, la littérature existante ne permet pas de se prononcer sur la présence ou non d'association entre le SO₂ et des mesures physiologiques cardiovasculaires.

En résumé, les résultats des études portant sur les variations de certaines mesures physiologiques sont très variables tant pour l'exposition aux PM_{2,5}, NO₂ qu'au SO₂.

La majorité des études épidémiologiques suggèrent des associations positives entre l'exposition à court terme aux PM_{2,5} et les décès pour maladies ischémiques et autres MCV. Comme il a été décrit ci-dessus pour les analyses en lien avec les visites aux urgences et les hospitalisations, le peu d'études utilisant des méthodes de répartition des sources d'émission des PM_{2,5} suggère des différences en fonction de la composition des PM_{2,5} et des sources d'émission et très peu d'études se sont consacrées aux PM_{2,5} émises par les industries. En ce qui concerne l'exposition à court terme au NO₂ et au SO₂, les résultats sont variables et, bien que plusieurs études présentent des associations positives, d'autres études sont nécessaires afin de considérer un lien de causalité entre l'exposition et ces effets de santé. De plus, la majorité des études présentant des associations positives entre l'exposition à court terme aux PM_{2,5}, au

NO₂ ou au SO₂ et les décès pour MCV n'ont pas ajusté leur modèle en fonction de la concentration de potentiels copolluants confondants émis par les transports tels les PM_{2,5} et le CO (1-3). Cependant, en ce qui concerne les PM_{2,5} et le NO₂, le peu d'études ayant ajusté pour d'autres polluants (NO₂, SO₂, l'O₃ et les PM₁₀) suggère un maintien des associations positives. Dans tous les cas, l'exposition était considérée identique pour tous les individus d'une même ville un jour donné, et l'exposition était représentée par la mesure de PM_{2,5}, NO₂ ou SO₂ à des stations fixes.

2.4 Problématique et objectifs

La littérature a permis de constater qu'il existe des lacunes importantes en ce qui concerne l'estimation de l'exposition des populations aux émissions industrielles autant aux niveaux des inégalités d'exposition que des risques d'effets de santé cardiovasculaires associés à l'exposition à court terme aux polluants industriels.

Il semble indispensable de combler ce manque puisque le mélange de polluants ($PM_{2,5}$, NO_2 , SO_2 et autres copolluants) à proximité des sources industrielles pourrait varier considérablement de celui retrouvé en milieu urbain, là où la majorité des études a été effectuée (1-3). De plus, les mélanges de particules et de polluants varient de manière spatiale et en fonction des sources émettrices.

Ce mémoire a été réalisé avec un objectif général et il se divise en deux sous-objectifs spécifiques:

Objectif général:

Documenter les inégalités sociales d'exposition aux émissions industrielles de polluants de l'air et les effets cardiovasculaires aigus de l'exposition journalière à ces émissions chez les populations résidant à proximité de ces sources.

Objectifs spécifiques:

1) Estimer l'exposition des écoles québécoises aux émissions industrielles de polluants de l'air ($PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2) au Québec, Canada et déterminer si le niveau de défavorisation des écoles québécoises est corrélé avec leur exposition aux émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 , en utilisant et comparant quatre indicateurs de défavorisation différents.

2) Estimer l'association entre les expositions communautaires journalières aux $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 d'origines industrielles (raffineries, fonderies et usines de pâte à papier) et les décès chez les personnes âgées québécoises de plus de 65 ans, résidant à proximité de ces industries.

Chapitre 3 : Méthodologie

Dans ce présent chapitre, la méthodologie suivie pour les deux articles sera présentée conjointement.

3.1 Devis de recherche

3.1.1 Étude écologique

L'étude de l'association entre l'exposition des écoles québécoises aux émissions industrielles de polluants de l'air ($PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2) au Québec, Canada et le niveau de défavorisation des ces écoles québécoises suit un devis de type écologique. Les écoles défavorisées sont comparées aux écoles non ou « moins » défavorisées. L'unité d'estimation de la défavorisation est faite au niveau d'une unité de peuplement (indices SFR et IMSE) ou d'une aire de diffusion (indices de Pampalon) puis au niveau de l'école. De plus, l'unité d'estimation de l'exposition pour chaque école est un rayon de 2,5 km, 5 km ou 7,5 km de celles-ci.

3.1.2 Étude cas-croisés

L'étude de l'association entre les expositions communautaires journalières aux émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 et les décès chez les personnes âgées de 65 ans ou plus résidant à proximité de ces industries suit un devis de type cas-croisé. C'est-à-dire qu'un même individu est utilisé comme « cas » et son propre « contrôle ». Les jours contrôles ont été choisis en utilisant une approche stratifiée sur le temps. Le jour du décès et l'exposition - ce jour-ci - sont considérés comme « cas » alors que les autres jours du même mois sont les jours et expositions « contrôles ». Par exemple, si un individu meurt d'une MCV le 2^e mardi du mois de juillet 2005 (cas), les jours contrôles seront les 1^{er}, 3^e et 4^e mardis du mois de juillet 2005. Les individus vivant dans un rayon de 7,5 km autour d'une industrie majeure sont ceux considérés « exposés ».

3.2 Population

En épidémiologie environnementale, les études évaluent les associations entre l'exposition à certains facteurs environnementaux et des effets sociosanitaires. Pour des raisons de coût et de faisabilité, les chercheurs doivent se restreindre à étudier un échantillon de la population d'intérêt: cet échantillon est appelé la population cible. De cette population cible, la population qui pourra être identifiée comme telle est la population source et celle qui sera étudiée est la population d'étude (soit les participants) (101).

3.2.1 Les enfants (<18 ans)

Dans notre première partie de l'étude, la population source représente les enfants des écoles publiques québécoises aux niveaux primaires et secondaires (n=2385) et la population à l'étude inclut les enfants des écoles publiques québécoises pour lesquelles toutes les variables de défavorisation et de localisation sont disponibles (n=2189). La population cible représente l'ensemble des écoles québécoises maternelles, primaires et secondaires des systèmes publics et privés du Québec.

3.2.2 Les personnes âgées (65 ans)

Pour la seconde partie de l'étude, les registres des décès de la base de donnée MED-ECHO du Ministère la santé et des services sociaux (MSSS) ont été utilisés afin de sélectionner la population d'étude.

La population source et la population cible sont identiques et elles représentent l'ensemble des personnes décédées âgées de plus de 65 ans vivant dans un rayon de 7,5 km d'une industrie majeure au Québec et dont le décès a été enregistré comme un décès pour MCV.

3.3 Issues à l'étude

3.3.1 Caractérisation de la défavorisation sociale

Dans cette recherche, la défavorisation sociale a été caractérisée à l'aide de quatre indicateurs de défavorisation calculés pour : 1) les écoles publiques québécoises – soit l'indice du seuil de faible revenu (SFR) et l'indice de milieu socioéconomique (IMSE) – et 2) les aires de diffusions québécoises (AD) – soit les indices de défavorisation sociale et matérielle de Pampalon. Ces quatre indicateurs sont construits à partir des données du recensement canadien de l'année 2006. Pour chaque indice, la valeur augmente de manière croissante avec l'importance du niveau de défavorisation.

La description des indices de défavorisation est plus détaillée à la Section « Methods » de l'article 1 et le tableau S-II (voir Appendices) fournit un récapitulatif des principales caractéristiques décrites ci-dessous.

3.3.1.1 L'indice du seuil de faible revenu

L'indice SFR est calculé chaque année par le Ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur du Québec pour chaque école publique québécoise et est basé sur le revenu des parents des enfants scolarisés. Plus précisément, il intègre la proportion des familles vivant près ou sous le seuil de faible revenu pour chaque unité de peuplement (102).

3.3.1.2 L'indice de milieu socioéconomique

Cet indice est basé sur des données relatives au niveau d'éducation et au statut d'emploi des parents. Plus précisément, le pourcentage de mères non diplômées et le pourcentage de parents inactifs sur le marché du travail sont recueillis et combinés pour les unités de peuplement des parents des enfants scolarisés (102). Cet indice est aussi calculé chaque année par le Ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur du Québec pour chaque école publique québécoise.

3.3.1.3 *L'indice de défavorisation matérielle de Pampalon*

Un indicateur de défavorisation matérielle, appelé indice matériel de Pampalon, a été obtenu pour chaque aire de diffusion du Québec dans laquelle se trouvait au moins une école publique. À l'aide d'une analyse en composantes principales, l'indicateur combine trois variables d'ordre socioéconomique pour chaque aire de diffusion: 1) la proportion d'individus sans certificat ou diplôme d'études secondaires, 2) le revenu moyen et 3) la proportion des individus occupant un emploi (103).

3.3.1.4 *L'indice de défavorisation sociale de Pampalon*

L'indice de défavorisation sociale de Pampalon a aussi été obtenu pour chaque aire de diffusion du Québec dans laquelle se trouvait au moins une école publique. Cet indice est basé sur trois autres variables socioéconomiques pour chaque aire de diffusion: 1) la proportion d'individus séparés, divorcés ou veufs, 2) la proportion d'individus vivant seuls à leur domicile et 3) la proportion de familles monoparentales (103). Ces variables sont aussi combinées grâce à une analyse en composantes principales.

3.3.2 Données sur les décès pour maladies cardiovasculaires

Dans cette étude, les « cas » correspondent à tous les décès pour MCV enregistrés entre 2002 et 2010 dans base de données MED-ECHO du Ministère de la Santé et des Services sociaux. Pour être inclus, les défunts devaient être âgés de 65 ans ou plus et vivre dans un rayon de 7,5 km d'une industrie majeure (usine de pâte à papier, raffinerie ou fonderie). Les décès pour MCV incluent les maladies du système cardiaque et circulatoire telles que les insuffisances cardiaques, les infarctus du myocarde, les maladies ischémiques, les infarctus cérébraux ainsi que les autres maladies des systèmes cardio-circulatoires. La sélection des décès pour MCV est décrite de manière plus détaillée dans la Section « Methods » de l'article 2.

3.4 Exposition aux émissions industrielles

3.4.1 Estimation de l'exposition des enfants à l'école

À partir de la base de données de l'INRP, les industries québécoises et les industries localisées dans les provinces avoisinantes (Nouveau-Brunswick, Ontario et Terre-Neuve et Labrador) émettrices de $PM_{2.5}$, NO_2 et SO_2 en 2006 ont été sélectionnées et géoréférencées dans le logiciel ArcGIS. Leurs coordonnées GPS (latitude et longitude) ont été utilisées dans le système de référence des cartes NAD83. En utilisant le logiciel ArcGIS, des rayons de 2,5 km, 5 km et 7,5 km ont été créés autour de chaque école et le total des émissions de chaque polluant pour l'année 2006 a été additionné pour toutes les industries pour chaque rayon. L'estimation de l'exposition est décrite de manière plus détaillée dans la Section « Methods » de l'article 1.

3.4.2 Estimation de l'exposition des personnes âgées à la résidence

L'estimation de l'exposition de cette étude est similaire à celle utilisée par Brand et collaborateurs (2016) et est décrite de manière plus détaillée dans la Section « Methods » de l'article 2.

Dans cette étude, les industries d'intérêt étaient les fonderies, les raffineries et les usines de pâte à papier « majeures », c'est-à-dire les industries ayant émis plus de 50 tonnes de $PM_{2.5}$, SO_2 ou de NO_2 au cours des cinq dernières années pour la période de 2002 à 2010.

Pour chaque industrie, les données météorologiques ont été collectées à la station météorologique la plus proche. Le portail de données : accès et intégration (DAI) du site d'Environnement Canada a été utilisé pour récupérer des données sur la direction des vents, la vitesse moyenne des vents (km/h), l'humidité relative et la température extérieure (°C) pour chaque jour cas et chaque jour contrôle.

Par ailleurs, des estimés journaliers d'exposition ont été créés pour chaque polluant ($PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2) et associés au centroïde géographique du code postal à six chiffres des résidences

des défunts. Afin de localiser les résidences des défunts, les fichiers de conversion des codes postaux (FCCP) (104) de 2001 et 2006 ont été utilisés pour les décès ayant eu lieu durant les périodes de 2002 à 2005 et de 2006 à 2010, respectivement.

D'autre part, les mesures de polluants du RNSPA aux stations de mesures dans un rayon de 7,5 km autour d'une industrie majeure, ont été collectées toutes les heures afin de calculer des moyennes et maximums journaliers des concentrations de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 aux jours cas et aux jours contrôles.

3.5 Analyses statistiques

Le traitement des données et les analyses statistiques ont été conduits à l'aide du logiciel R (version 3.10; R Studio, R Core Team 2014).

3.5.1 Analyses descriptives

Nous avons, pour chaque étude, généré des statistiques sommaires. D'une part, pour la première étude, les moyennes géométrique et arithmétique, la médiane, l'écart-type (SD) et les premiers et troisièmes percentiles des émissions de $PM_{2,5}$, SO_2 , et NO_2 autour des écoles ont été calculés. Les caractéristiques des écoles (urbaine/rurale et primaire/secondaire) et les nombres et pourcentages d'écoles défavorisées selon chaque indice de défavorisation ont aussi été rapportés.

D'autre part, pour la seconde étude, le nombre d'industries majeures et la moyenne de leurs émissions par secteur industriel (usines de pâte à papier, fonderies, raffineries) ont été calculés pour les $PM_{2,5}$, SO_2 , et NO_2 séparément. Pour chaque type d'industrie et type de polluant, le nombre de décès ainsi que leurs expositions moyennes les jours cas (décès) et les jours contrôles (mêmes jours du mois) sont aussi rapportés.

3.5.2 Corrélations de Pearson et régression LOESS

Les corrélations de Pearson entre les quatre indices de défavorisation ont d'abord été évaluées, en utilisant leurs valeurs continues. Puis, les corrélations de Spearman et Pearson entre ces indices et les tonnes d'émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 , et NO_2 ont été calculées pour chaque rayon autour des écoles (2,5 km, 5 km et 7,5 km). Les émissions égales à 0 ont été remplacées par la valeur 10^{-5} puis toutes les émissions ont subi une transformation logarithmique (en base-10).

Des modèles de régression non-paramétriques locaux, aussi appelés « *Locally weighted scatterplot smoothing* » (LOESS), ont été utilisés pour évaluer visuellement les associations entre les expositions des écoles aux émissions industrielles de $PM_{2,5}$, NO_2 et SO_2 et le niveau de défavorisation de ces écoles d'après nos quatre indicateurs (SFR, IMSE et indices de défavorisation sociale et matérielle de Pampalon). Nous avons utilisé un *span* égal à 1.

Des analyses de sensibilité ont été faites en remplaçant les émissions égales à 0 par des valeurs plus faibles et plus élevées que 10^{-5} . De plus, les corrélations entre la défavorisation des écoles et les expositions aux émissions industrielles ont été calculées séparément pour les écoles en milieu rural et en milieu urbain. La classification d'un milieu - comme étant urbain ou rural - utilisée dans notre étude correspond à celle du recensement canadien de 2006. Les zones urbaines regroupent les grands centres métropolitains de recensement, les autres centres métropolitains de recensement et les agglomérations de recensement. De plus, puisque dans notre échantillon les indices SFR et IMSE sont calculés pour l'année scolaire 2013-2014, nous avons aussi faits des analyses de sensibilités avec les émissions industrielles rapportées dans la base de l'INRP pour l'année 2013.

Finalement, puisque les indices SFR et IMSE sont aussi divisés en déciles, des tests-t de Welch ont été utilisés pour comparer l'exposition aux émissions dans les trois rayons autour des écoles peu défavorisées ($SFR/IMSE < 8$) et très défavorisées ($SFR/IMSE \geq 8$). D'autre part, des tests ANOVA avec comparaisons multiples (Tukey) ont été utilisés pour comparer les expositions aux émissions industrielles entre les cinq quintiles des indices social et matériel de Pampalon.

3.5.3 Régressions logistiques

Des modèles de régressions logistiques ont été utilisés pour étudier les associations entre les décès pour MCV et les émissions journalières aux émissions moyennes et maximums (en tonnes) de polluants de l'air pour chaque type d'industries, tous types d'industries combinés et ce pour chaque polluant. Ces modèles n'ont pas été ajustés pour la température (°C), l'humidité relative et la vitesse des vents (km/h). Des analyses complémentaires contrôlant pour ces variables météorologiques ont aussi été faites.

Les associations par type d'industries étaient calculées en incluant, en tant que covariables, les estimations d'exposition aux émissions industrielles des mêmes polluants de tous les autres types d'industries aux alentours (p. ex. pour le SO₂ émis par des fonderies majeures (> 50 tonnes) les covariables incluaient les émissions de SO₂ par les raffineries, les usines de pâte à papier et les autres industries, majeures et mineures). Par ailleurs, pour l'analyse des associations pour un type de polluant pour toutes les sources industrielles combinées, des estimations d'exposition aux émissions d'autres polluants étaient ajoutées comme covariables (p. ex. émissions totales de SO₂ ajustées pour les émissions de PM_{2,5} et NO₂ des toutes les industries aux alentours).

Les rapports de cotes (ORs) sont rapportés par augmentation d'émissions journalières de 0,15 tonne/jours pour les PM_{2,5} et de 1,5 tonnes/jours pour le SO₂ et le NO₂. Ces valeurs représentent les émissions moyennes aux codes postaux pour les cas et les contrôles pour toutes les industries majeures au Québec. D'autre part, les résultats utilisant les concentrations obtenues aux stations de mesures des polluants ambiants sont rapportés par augmentation d'interquartile (IQR).

Chapitre 4: Articles

Contributions respectives de l'étudiant et des co-auteurs

Le premier article de ce mémoire intitulé « *Socioeconomic inequalities in exposure to industrial air pollution emissions in Quebec public schools* » a été rédigé par l'étudiante et auteure de ce mémoire – Emmanuelle Batisse – avec l'aide précieuse de la co-auteure– Sophie Goudreau – et de ses co-directrices de recherche – Dr. Jill Baumgartner et Dr. Audrey Smargiassi.

En ce qui concerne le deuxième article intitulé « *Associations between daily exposure to air pollutant emissions by industries and deaths from cardiovascular diseases in elderly of regions of Quebec, Canada* », la rédactrice principale est Emmanuelle Batisse qui a été guidée et assistée par ma directrice de recherche – Audrey Smargiassi-.

En tant que première auteure, j'ai non seulement rédigé toutes les sections de ces deux articles et j'ai aussi procédé au traitement des données, aux analyses statistiques et à l'évaluation des résultats. Mme Sophie Goudreau a contribué en partie au traitement des données sur les écoles publiques québécoises avec le logiciel ArcGIS. Jill Baumgartner et Audrey Smargiassi, co-directrices de l'étudiante, l'ont assistée et guidée pour la rédaction des articles ainsi que l'utilisation des méthodes d'acquisition et de traitements des données et l'interprétation des résultats.

ARTICLE 1

Title: Socioeconomic inequalities in exposure to industrial air pollution emissions in Quebec public schools.

Short running title : Inequalities in exposure between schools

Authors: Emmanuelle Batisse¹, Sophie Goudreau², Jill Baumgartner^{3,4}, Audrey Smargiassi^{1,5}

¹ Département de santé environnementale et santé au travail, Université de Montréal

² Direction de santé publique de Montréal

³ Institute for Health and Social Policy, McGill University

⁴ Département of Epidemiology, Biostatistics and Occupational Health, McGill University

⁵ Institut national de santé publique du Québec

***Statut :** Cet article a été soumis à la Revue canadienne de santé publique/Canadian Journal of Public Health en avril 2017 et est en 2^{ème} période de révision.

Résumé

Objectif: L'objectif de cette étude était d'explorer la relation entre le niveau de défavorisation des écoles publiques québécoises, leur proximité aux sources industrielles et leur exposition aux émissions industrielles de particules fines ($PM_{2,5}$), de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x).

Méthodes: L'indice de faible revenu (SFR), l'indice de milieu socioéconomique (IMSE) et les indices de défavorisation sociale et matérielle de Pampalon, basés sur le recensement de 2006, ont été utilisés. Des cercles de rayons de 2,5, 5 et 7,5 km ont été construits autour des écoles. En utilisant l'Inventaire national de rejets de polluants, les émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 de l'année 2006 ont été sommées dans chaque rayon. Les relations entre les émissions industrielles log-transformées et la défavorisation ont été évaluées pour les écoles en utilisant des corrélations de Pearson et des régressions LOESS.

Résultats: Des 2189 écoles incluses dans cette étude, 608 (27,8%), 1108 (50,6%) et 1384 (63,2%) étaient localisées à proximité d'au moins une industrie émettrice d'un ou plusieurs polluants d'intérêt dans un rayon de 2,5 km, 5 km et 7,5 km autour des écoles, respectivement. Des corrélations de Pearson (r) positives ont été notées entre les tonnes d'émissions industrielles log-transformées de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 et l'indice de défavorisation sociale de Pampalon ($r=\{0,19; 0,29\}$) et le SFR ($r=\{0,21; 0,42\}$). Cependant des corrélations contre-intuitives ont été observées avec l'IMSE ($r=\{-0,07; 0,12\}$) et l'indice de défavorisation matérielle de Pampalon ($r=\{-0,22; 0,04\}$).

Conclusion: Cette étude suggère que les écoles québécoises plus défavorisées pourraient être davantage exposées aux émissions industrielles de polluants de l'air que les autres.

Mots-clés: école, enfant, industrie, statut socioéconomique, pollution de l'air

Abstract

Objectives: We aimed to assess the relationships between deprivation at Quebec public schools, their proximity to polluting industries, and their exposure to industrial air emission sources including ambient fine particulate matter (PM_{2.5}), sulphur dioxide (SO₂) and nitrogen dioxide (NO₂).

Methods: We obtained four indicators of school deprivation using data from the 2006 Canadian census called the low-income threshold indicator, the neighbourhood SES indicator, and the social and material deprivation indicators of Pampalon. Using proximity spatial tools, we constructed three buffers of 2.5, 5 and 7.5 km around each school and summed up total emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ for each school. Industrial air emissions were estimated using data from the 2006 Canadian National Pollutant Release Inventory. The Pearson correlations and LOESS regressions and natural log-transformed industrial air emissions were evaluated for Quebec public schools within the three buffers.

Results: Of the 2189 public schools in Quebec, 608 (27.8%), 1108 (50.6%) and 1384 (63.2%) schools were located near at least one industry emitting one or more than one pollutant of interest in buffers of 2.5 km, 5 km and 7.5 km of schools, respectively. Weak positive correlations (r) were found between log-transformed tons of industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ and both the social deprivation ($r=\{0.19; 0.29\}$) and low-income threshold ($r=\{0.21; 0.42\}$) indicators. However, we found negative associations between emissions and the neighbourhood SES ($r=\{-0.07; 0.12\}$) and material deprivation ($r=\{-0.22; 0.04\}$) indicators.

Conclusion: Our study suggests that schools receiving children from deprived households may be more likely to be exposed to higher emissions of industrial air pollutants in Quebec.

Keywords: air pollution, child, industry, school, social class

Introduction

Primary ambient air pollutants, namely particulate matter (PM_{2.5}), sulphur dioxide (SO₂) and nitrogen dioxide (NO₂) are largely emitted by anthropogenic sources such as vehicular traffic and industry (1-3). Exposure to ambient air pollution has been associated with a range of adverse health outcomes in children (1-3). Short term (hours to days) exposure to PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ has been associated with the exacerbation of existing respiratory conditions and symptoms (including asthma, pneumonia, bronchiolitis, decreased lung function) and with increases in emergency department visits and hospitalisations for respiratory diseases and symptoms in both healthy and asthmatic children (1-4). Longer term (months to years) exposure to PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ has been associated with the development of chronic respiratory diseases or conditions including asthma and decreased lung function and growth (1-4). Recent studies also indicate adverse effects of air pollution on childhood neurodevelopment and cognition (5).

Children are particularly vulnerable to the exposure to air pollution due to higher respiratory rates, larger lung-to-body size ratios, and more time spent outdoors than adults (4). Further, children's organs and immune systems are in critical period of development and thus the health effects of exposure to air pollution may be stronger (4).

Studies in Europe and North America found that children of lower socioeconomic status (SES) are more likely to live in homes that are closer to vehicle traffic (6, 7) and industrial facilities (8, 9), and also have higher exposures to ambient PM_{2.5} (10) and NO₂ (11-13). Children typically have less control on their living conditions, including their home or school location, which can result in involuntary exposure to environmental pollutants. Previous studies of children evaluating the associations between SES and exposure to air pollution have mainly focused on urban or traffic pollution sources near their homes. Quebec children spend at least 1080 hours per year at school and on school playgrounds (14), and any exposures in these environments may pose a risk to their health. Previous studies from Europe and North America indicate that socially deprived children may be more likely to be exposed to air pollution and its resulting health impacts, including acute and chronic respiratory and

neurocognitive outcomes (5, 15). Yet very few studies have evaluated school exposure to industrial-related air pollution (9) or its association with levels of socioeconomic deprivation. Moreover, no studies have evaluated correlations for varying indicators of socioeconomic conditions of children.

We aimed to evaluate school exposure to industrial air emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ in Quebec, Canada, and assess whether attending a school with higher deprivation is correlated with greater exposure to these pollutants. We compared our results using four different indicators of socioeconomic deprivation. We conducted this study in Quebec because it has several major industrial sectors including metal smelters, pulp and paper mills, oil refineries located in both urban and rural areas (16).

Methods

We obtained four indicators of socioeconomic deprivation using data from the 2006 Canadian census. Using proximity spatial tools, we constructed three buffers of 2.5, 5 and 7.5 km around each Quebec public school and summed all reported industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ for each school and within each buffer. Industrial air emissions were estimated using data from the 2006 Canadian National Pollutant Release Inventory. We then evaluated the associations between industrial air emissions using three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) around schools and the four deprivation indicators, using Pearson correlations and LOESS regressions. Finally, we conducted complementary analyses separating urban and rural schools and using deprivation indicators with categorical values.

School data and selection

We identified and geo-located 2385 public elementary and high schools in Quebec using the 2013 school database provided by the Ministry of Education. The database is published yearly and includes the six-digits postal codes of all public elementary and secondary schools in Quebec as well as their yearly enrolment. We excluded private schools, public schools with less than 30 students, and schools from school boards with a special status (Crie, Kativik and Littoral) because information on low-income threshold and neighbourhood SES indicators not

unavailable (17). We also excluded public schools in dissemination areas (DA) for which Pampalon indicators were not calculated for the respective DA due to small population size or collective households (18).

Socioeconomic deprivation of schools

Low-income threshold indicator: A yearly income-based indicator called the low-income threshold indicator (“*Seuil de Faible Revenu*”, SFR) (19) obtained from the Ministry of Education for each Quebec public school. Calculation of the indicator is based on the percentage of families of each population unit living below or close to the low-income cut-off. The low-income cut off varies depending of the level of urbanicity (i.e., if the residential area is rural, urban with <30 000 inhabitants, or >500 000 inhabitants) (20), thus the indicator is useful by region and particularly for urban settings like Montreal where the low-income cut-offs do not vary. However, because of the regional variation of low-income thresholds, it should be used carefully when pooling together all Quebec regions (20).

This metric was computed at the population unit level based on the income of the individuals living in that unit from the 2006 Canadian Census. Population units are areas delimited by school boards of Quebec. They include at least 200 school children in 100 homes that have at least one school-aged child. They are based on a continuous territory in order to reflect the natural delimitation of household SES characteristics. SES at the population unit is intended to be representative of the family SES status for the largest number children in each school (21). Each child is assigned the score of his or her population unit of residence and the scores of all children attending a school are averaged (21).

Neighbourhood SES indicator: A combined employment and education-based measure (“*Indice de Milieu Socio-Économique*”, IMSE) (19) produced yearly by the Ministry of Education for each Quebec public school. Its calculation integrates the percentage of under-schooled mothers and the percentage of parents who are inactive on the employment market within each population unit (20). The neighbourhood SES indicator allows for comparison of SES deprivation of schools between Quebec regions (20).

The continuous values of the low-income threshold and the neighbourhood SES indicators for each school are divided in deciles, and the Ministry of Education of Quebec classifies schools that fall into the eighth to tenth decile as deprived (20). The calculation of these indicators relies on variables retrieved at the population unit scale. We retrieved indicators from the 2013-2014 academic year (based on 2006 Census data) for this study.

Material deprivation of the Pampalon indicator: Using Principal Component Analyses, three socioeconomic variables are combined into the material indicator of Pampalon for each Census DA: 1) the proportion of people without a high school diploma, 2) the population/employment ratio and 3) the average income (18). DAs are small geographic units comprised of one or more dissemination blocks with 400 to 700 persons on average (22). The Pampalon indicator at the Quebec province scale was used and its data were based on the 2006 Census data which included all individuals over 15 years old (18).

Social deprivation of the Pampalon indicator: An indicator based on three socioeconomic variables for each DA: 1) the proportion of people living alone, 2) the proportion of individuals whose marital status is separated, divorced or widowed, and 3) the proportion of single-parent families (18). These variables are combined using Principal Component Analyses. Similar to the material deprivation indicator, the social deprivation at the Quebec province scale is used and its data is based on the 2006 Census data which included all individuals older than 15 years of age (18).

The continuous values of material and social deprivation are also categorized in quintiles, where the first quintile represents the least deprived population and the fifth quintile is the most deprived. The categorization allows public health agencies and other organization to more readily use and interpret the indicator (18). The material and social deprivation indicators relies on variables calculated for Census DAs each school was attributed the value of the indicators from the DA where they were located.

Industries and their emissions

We identified all industries in Quebec and neighbouring provinces (New Brunswick, Newfoundland and Labrador and Ontario) that reported emissions of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ in the 2006 National Pollution Release Inventory (NPRI) (23). Industries were geo-located using their latitude and longitude coordinates in the North American Datum of 1983 (NAD1983). We did not restrict industries by pollution emissions or by the type of industrial activity.

Using the proximity spatial tools in ArcGIS, we formed three concentric buffers (2.5, 5, and 7.5 km) around the location of each public school and summed the yearly tons of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ emitted by all industries that were located within each of the three buffer areas. The chosen buffers were used in previous studies (16, 24) and are based on distances at which air monitoring stations have shown that ambient air pollution is influenced by local industrial emissions (25).

Statistical analysis

We conducted our analyses using a complete database of 2189 schools; 196 schools were excluded due to missing deprivation indicators. Summary statistics including the geometric mean, median, arithmetic mean, standard deviation (SD), first and third percentiles of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ emissions were generated for each school.

We evaluated the Pearson correlations between the four deprivation indicators using their continuous values. The relationships between continuous values of the four deprivation indicators and industrial air emissions of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ for the three buffer areas (2.5, 5 and 7.5 km) around each school were evaluated with Pearson and Spearman correlation analyses. For this analysis, tons of emissions were log (base 10)-transformed. Emissions equal to 0 were replaced by 10⁻⁵ and then log-transformed.

As sensitivity analyses, emissions equal to 0 were replaced by values smaller and greater than 10⁻⁵. In addition, the associations between SES deprivation and industrial air pollutant emissions were separately evaluated for urban and rural areas. Rural areas were defined based

on the 2006 census and used in the development of the Pampalon indicators, whereas urban areas included large census metropolitan areas, other census metropolitan areas, and census agglomeration.

In addition, since the low-income threshold and the neighbourhood SES indicators are computed based on children enrolled at school for the year 2013-2014, we conducted sensitivity analyses where the relationships were also analyzed with emissions of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ from 2013.

Finally, Welch Two Sample t-tests were used to compare emission exposure in the three buffers of low and high SES deprived schools, based on the low-income threshold and the neighbourhood SES indicators. As the Pampalon indicators are divided in quintiles, ANOVA with Tuckey's multiple range tests were run to compare the exposure to industrial air emissions in the three buffers, of the five levels of deprivation. All analyses were conducted in R (version 3.10; R Studio R Core Team 2014).

Results

Using the low-income threshold and neighbourhood SES indicators, 620 (28.3%) and 827 (37.8%) Quebec public schools were considered 'deprived', respectively. Using the material and social deprivation of Pampalon, 528 (24.1%) and 417 (19.0%) schools were considered highly deprived (i.e., in the highest quintile), respectively (Table 1), whereas an additional 517 (23.6%) and 457 (20.9%) schools, respectively, were considered moderately deprived (4th quintile).

Among the 2189 Quebec public schools included in our analyses, 1500 (68.5%) schools were located in urban areas (Table 1). In buffers of 2.5 km, 5 km and 7.5 km, 608 (27.8%), 1108 (50.6%) and 1384 (63.2%) schools were located near at least one air pollution-emitting industry, respectively. Within a radius of 7.5 km, 57.1%, 52.6% and 41.3% of schools were exposed to PM_{2.5}, SO₂, and NO₂, respectively. Seventy five percent of industries located 7.5 km around schools emitted less than 50.38, 374.28 and 558.38 tons of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂, respectively (Table 2).

Correlations between deprivation indicators

Measures from the low-income threshold indicator were weakly correlated with the neighbourhood SES (Pearson $r=0.48$) and the social deprivation of Pampalon ($r=0.32$) indicators (Table 3). The neighbourhood SES indicator measures were positively correlated with both Pampalon indicators, with a stronger relationship with material deprivation ($r=0.58$) than with social deprivation ($r=0.12$). We did not find a relationship between the low-income threshold and the material Pampalon indicator ($r=0.06$), or between the material and social Pampalon indicators ($r=-0.04$).

Correlations between industrial emissions and school deprivation indicators

We found positive correlations between industrial air emissions of $PM_{2.5}$, SO_2 , and NO_2 using buffers of 2.5 km and the low-income threshold indicator ($r= 0.25$, 95% CI: 0.21, 0.29; $r= 0.24$, 95% CI: 0.20, 0.28; and $r= 0.21$, 95% CI: 0.17, 0.25, respectively) as well as the Pampalon social indicator ($r= 0.27$, 95% CI: 0.23, 0.31; $r= 0.28$, 95% CI: 0.24, 0.31; and $r= 0.29$, 95% CI: 0.25, 0.33, respectively) (Figure 1). Similar correlations were found using buffers of 5 km and 7.5 km (Figures S1-S3). However, associations were not consistent for all three buffers between neighbourhood SES or Pampalon material indicators and emissions of $PM_{2.5}$, SO_2 , and NO_2 with positive associations in a buffer of 2.5 km and negative associations in a buffer of 7.5 km around schools. We found similar relationships between deprivation indicators and 2013 emissions of $PM_{2.5}$, SO_2 , and NO_2 in all three buffers (results not shown).

Complementary results from the Welch Two Sample t-tests supported differences in exposure to industrial emissions between deprived and not deprived schools (See Supplemental Material, Table S3-S4) using the low-income threshold and neighbourhood SES indicators. ANOVA and Tuckey's tests also supported differences in exposure to industrial emissions between schools using the quintiles of the social and material indicators of Pampalon (See Supplemental Material, Table S5-S6).

In urban areas, we found positive associations between low-income threshold, Pampalon (social) and neighbourhood SES indicators and industrial air emissions of $PM_{2.5}$, NO_2 , and SO_2

in all three buffers (See Supplemental Material, Table S1). No association was found with the material deprivation of the Pampalon indicator in urban areas. In rural areas, no associations were found between air pollution and the low-income threshold, neighbourhood SES, or the Pampalon material indicators in any of the buffers (See Supplemental Material, Table S2). However, we found a positive trend between the social deprivation of the Pampalon indicator and emissions of PM_{2.5}, NO₂, and SO₂ in all three buffers in rural areas.

Discussion

In previous studies of social-environmental inequities, individual deprivation was assessed with various indicators including poverty status, ethnicity (8, 11, 13, 26), employment, education (6, 27), or enrolment in reduced fee meal plan programs (7, 28). We found a weak or no correlation between the composite deprivation indicators used in this study, implying that deprivation metrics rely considerably on the information and variables chosen to build the indicators, and that it may be important to evaluate numerous indicators of social deprivation. Our indicators included variables related to either social or economic disadvantages. Chan et al. (2015) developed a new indicator for Canada that includes variables related to social advantages, cultural identity, material ownership and economic status. This indicator may better capture the prevalence of health outcomes related to deprivation and the authors suggested it could be use in future research involving exposure to air pollution (29).

We found weak but positive associations between multiple metrics of school deprivation and school exposure to industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂. Our results are consistent with previous studies conducted in Europe and North America showing socioeconomic inequities in the proximity of homes to industry (8, 9) and roadway traffic (6, 7, 9, 26, 28). They are also consistent with studies conducted in Europe, the United States and Canada that observed socioeconomic inequities in both measured (30) and modeled (13, 15, 27, 31) exposure to air pollutants (NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} and SO₂) at children's homes (11, 13, 15, 27, 30, 31) and schools (12, 28).

We found inconsistent associations between deprivation and exposure to industrial air emissions using the neighbourhood SES and Pampalon (material) indicators among the three

buffers. This may be due to the variables used to construct the indicators; these two indicators use the education level and may capture social dimensions excluded by the other indicators.

We found associations between industrial emissions and deprivation in urban but not in rural areas. This may be related to the characteristics of populations of rural population units, which may be more heterogeneous than those of urban areas. Rural populations may choose their home locations based on factors other than its proximity to different emissions sources. Further, there are more housing options and choices in urban areas such that people can more easily select into neighbourhoods that are farther from industry.

Our study is subject to a number of limitations to be considered in future studies on this topic. First, the NPRI database collects and tracks yearly emissions of 300 substances or group of substances released in one or more of the air, water and land substrates (32) from facilities exceeding the 20 000 hours employee threshold and facilities with a special status that are obliged to report their emissions. Other facilities are only encouraged to report their emissions voluntarily. Therefore there is a lack of information on “small” facilities and on daily emissions. Annual emissions that would be based on daily estimates would be more accurate. Moreover, self-reported emissions are not measured but rather estimated using mathematical algorithms resulting in multiple biases. Indeed, Brand et al. (2016) reported poor correlations between reported emissions and measurements of pollutants in Quebec (16).

In addition, we did not consider emissions from other sources such as wood stove burning, traffic, or natural sources like dust. We instead limited the scope to industrial emissions for which we had publicly available information that could be geo-located with school location. Important limitations also relate to the proxy measure of exposure used in this study. Industrial emissions are only rough proxies measures of students’ exposure while at school. Emissions are influenced by environmental factors including meteorological conditions, topology, height of the chimney stack and thus, are imperfect surrogates for outdoor ambient pollution concentrations. Further, outdoor concentrations are themselves only surrogates for indoor school exposure. Children are both exposed to outdoor and indoor air pollution concentrations while at school. Further, environmental factors that may vary across Quebec and also

influence industry-related air pollution concentrations and resulting exposures include topography, wind speed, wind direction and temperature; we did not account for these in this study (33). Though 91.8% of Quebec schools were included in our analysis, our exclusion of public schools, smaller schools and schools from boards with special status may limit the generalizability of the results. Finally, our analysis relies on ecologic information; we did not use individual deprivation and exposure data, which could result in biased associations; For example: 1) populations of the DAs may not adequately represent the socioeconomic status of children attending schools and 2) schools' coverage areas may vary depending on their size and geographical localization (especially between rural and dense metropolitan areas).

Conclusion

We conducted the first study to evaluate the associations between school exposure to industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ and whether these associations varied by level of SES deprivation. We found weak but positive correlations when using deprivation indicators calculated based on the geographical location of schools or the neighbourhood of residence of children attending the schools. Our study provides information on possible industrial exposure at school, which has been little studied. Given that children are a particularly vulnerable subgroup with regards to the health impacts of environmental exposures, including industrial-related emissions, this study is of interest to researchers and policy makers in both the environmental health and environmental justice communities. Future assessments could benefit from more detailed and recent measures of exposure to industrial air pollutant emissions and meticulous choice of deprivation variables and indicators.

References

1. U.S. EPA. 2008 Final Report: Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides – Health Criteria. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-08/047F, 2008.
2. U.S. EPA. 2009 Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-08/139F, 2009.
3. U.S. EPA. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria (2016 Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-15/068, 2016.
4. Bateson TF, Schwartz J. Children's response to air pollutants. *J Toxicol Environ Health* 2008; 71(3):238-43.
5. Clark-Reyna SE, Grineski SE, Collins TW. Residential exposure to air toxics is linked to lower grade point averages among school children in El Paso, Texas, USA. *Popul Environ* 2015; 37(3):1-22.
6. Cesaroni G, Badaloni C, Romano V, Donato E, Perucci C, Forastiere F. Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). *Environ Health* 2010; 9:41.
7. Green RS, Smorodinsky S, Kim JJ, McLaughlin R, Ostro B. Proximity of California public schools to busy roads. *Environ Health Perspect* 2004; 112(1):61-6.
8. Perlin SA, Wong D, Sexton K. Residential proximity to industrial sources of air pollution: interrelationships among race, poverty, and age. *J Air Waste Manage Assoc* 2001; 51(3):406-21.
9. Chakraborty J, Zandbergen PA. Children at risk: measuring racial/ethnic disparities in potential exposure to air pollution at school and home. *J Epidemiol Community Health* 2007; 61(12):1074-9.
10. Bell ML, Ebisu K. Environmental inequality in exposures to airborne particulate matter components in the United States. *Environ Health Perspect* 2012; 120(12):1699-704.
11. Chaix B, Gustafsson S, Jerrett M, Kristersson H, Lithman T, Boalt Å, et al. Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *J Epidemiol Community Health* 2006; 60(3):234-41.
12. Carrier M, Apparicio P, Séguin A-M, Crouse D. Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school? *Case Studies on Transport Policy* 2014; 2:61-9.
13. Pinault L, Crouse D, Jerrett M, Brauer M, Tjepkema M. Socioeconomic differences in nitrogen dioxide ambient air pollution exposure among children in the three largest Canadian cities. *Health Reports* 2016; 27:3-9.
14. Gouvernement du Québec. Chapitre I-13.3, r.8 Régime pédagogique de l'éducation préscolaire, de l'enseignement primaire et de l'enseignement secondaire : Loi sur

- l'instruction publique, 2016. Available at: <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/I-13.3,%20r.%208> (Accessed September, 2016)
15. Wheeler B, Ben-Shlomo Y. Environmental equity, air quality, socioeconomic status, and respiratory health: a linkage analysis of routine data from the Health Survey for England. *J Epidemiol Community Health* 2005; 59(11):948-54.
 16. Brand A, McLean KE, Henderson SB, Fournier M, Liu L, Kosatsky T, et al. Respiratory hospital admissions in young children living near metal smelters, pulp mills and oil refineries in two Canadian provinces. *Environ Int* 2016; 94:24-32.
 17. Ministère de l'Éducation de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche du Québec. Indices de défavorisation. Québec, QC: Gouvernement du Québec; 2017. Available at: <http://www.education.gouv.qc.ca/references/statistiques/indicateurs-de-leducation/indices-de-defavorisation/> (Accessed May, 2017)
 18. Pampalon R, Gamache P, Hamel D. Indice de défavorisation matérielle et sociale du Québec. Suivi méthodologique de 1991 à 2006. Québec, QC: Institut national de santé publique du Québec (INSPQ); 2010.
 19. Ministère de l'Éducation de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche du Québec. Indices de défavorisation par école 2013-2014. Québec, QC: Gouvernement du Québec; 2014.
 20. Ibrahima M, Lavoie S, Riberdy H, Zanfongnon R. Comparaison entre l'indice de défavorisation des écoles CGTSIM et ceux du MELS. Québec, QC: Agence de la santé et des services sociaux de Montréal; 2014.
 21. Baillargeon G. La carte des unités de peuplement de 2003. Les principales données socio-économiques et démographiques du recensement de 2001 selon les territoires des commissions scolaires. Québec, QC: Ministère de l'Éducation du Loisir et du Sport, Direction de la recherche des statistiques et des indicateurs; 2005.
 22. Statistics Canada. Dissemination Area (DA), 2015. Available at: <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/ref/dict/geo021-eng.cfm> (Accessed May, 2016).
 23. Environment and Climate Change Canada. Air Pollutant Emission Inventory Report 1990–2014, 2016. Available at: <http://www.ec.gc.ca/pollution/default.asp?lang=En&n=E96450C4-1> (Accessed October, 2016)
 24. Lewin A, Buteau S, Brand A, Kosatsky T, Smargiassi A. Short-term risk of hospitalization for asthma or bronchiolitis in children living near an aluminum smelter. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2013; 23:474-80.
 25. Smargiassi A, Kosatsky T, Hicks J, Plante C, Armstrong B, Villeneuve PJ. Risk of Asthmatic Episodes in Children Exposed to Sulfur Dioxide Stack Emissions from a Refinery Point Source in Montreal, Canada. *Environ Health Perspect* 2009; 117(4):653–9.

26. Gunier RB, Hertz A, von Behren J, Reynolds P. Traffic density in California: Socioeconomic and ethnic differences among potentially exposed children. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003; 13(3):240-6.
27. Fan X, Lam K-C, Yu Q. Differential exposure of the urban population to vehicular air pollution in Hong Kong. *Sci Total Environ* 2012; 426:211-9.
28. Stuart AL, Zeager M. An inequality study of ambient nitrogen dioxide and traffic levels near elementary schools in the Tampa area. *J Environ Manage* 2011; 92(8):1923-30.
29. Chan E, Serrano J, Chen L, Stieb DM, Jerrett M, Osornio-Vargas A. Development of a Canadian socioeconomic status index for the study of health outcomes related to environmental pollution. *BMC Public Health* 2015; 15:714-22.
30. Miranda ML, Edwards SE, Keating MH, Paul CJ. Making the Environmental Justice Grade: The Relative Burden of Air Pollution Exposure in the United States. *Int J Environ Res Public Health* 2011; 8(6):1755-71.
31. Fecht D, Fischer P, Fortunato L, Hoek G, de Hoogh K, Marra M, et al. Associations between air pollution and socioeconomic characteristics, ethnicity and age profile of neighbourhoods in England and the Netherlands. *Environ Pollut* 2015; 198:201-10.
32. Environment and Climate Change Canada. Summary of National Pollutant Release Inventory Reporting requirements. Government of Canada, 2016. Available at: <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=629573FE-1> (Accessed May, 2016).
33. Zhou Y, Levy JI. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. *BMC Public Health* 2007; 7:89.

Tables and figure

Table I: Characteristics of schools and their levels of deprivation according to four deprivation indicators (n = 2189).

Characteristics of schools	n (%)
Urban	1500 (68.5%)
Rural	689 (31.5%)
Elementary	1737 (79.4%)
High School	452 (20.6%)
Low-income threshold indicator^{**†}	
Not deprived	1569 (71.7%)
Deprived	620 (28.3%)
Neighbourhood SES indicator^{**†}	
Not deprived	1362 (62.2%)
Deprived	827 (37.8%)
Material deprivation indicator (Pampalon)[*]	
1 [‡]	357 (16.3%)
2	383 (17.5%)
3	404 (18.5%)
4	517 (23.6%)
5 [§]	528 (24.1%)
Social deprivation indicator (Pampalon)[*]	
1 [‡]	378 (17.3%)
2	454 (20.7%)
3	483 (22.1%)
4	457 (20.9%)
5 [§]	417 (19.0%)

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

‡ Lower deprivation level (1st quintile)

§ Higher deprivation level (5th quintile)

Table II: Industrial air emissions in buffers around schools.

Estimated emissions (tons)*	Median	25th-75th percentiles	Geometric mean	Arithmetic mean (SD)	Schools exposed (n) (%)
Fine particles (PM_{2.5})					
2.5 km	0	0 - 0	3.17*10 ⁻⁴	17.03 (105.00)	533 (24.3%)
5.0 km	0	0 - 15.81	7.62*10 ⁻³	36.21 (131.45)	1003 (45.8%)
7.5 km	3.24	0 - 50.38	5.37*10 ⁻²	73.67 (198.51)	1249 (57.1%)
Nitrogen dioxide (NO₂)					
2.5 km	0	0 - 0	2.79*10 ⁻⁴	65.19 (265.70)	449 (20.5%)
5.0 km	0	0 - 103.30	5.36*10 ⁻³	188.30 (540.86)	830 (37.9%)
7.5 km	4.86	0 - 374.28	7.08*10 ⁻²	376.32 (825.34)	1152 (52.6%)
Sulphur dioxide (SO₂)					
2.5 km	0	0 - 0	1.63*10 ⁻⁴	236.34 (1772.14)	357 (16.3%)
5.0 km	0	0 - 130.73	2.30*10 ⁻³	582.19 (2410.79)	674 (30.8%)
7.5 km	0	0 - 558.38	1.84*10 ⁻²	1113.53 (3067.29)	905 (41.3%)

* Data obtained from the 2006 National Pollutant Release Inventory

Table III: Pearson correlations (r) and 95% confidence intervals between measures from different deprivation indicators.

	Neighbourhood SES indicator^{*†}	Material deprivation indicator (Pampalon)[*]	Social deprivation indicator (Pampalon)[*]
Low-income threshold indicator^{*†}	0.48 (0.45, 0.51)	0.06 (0.02, 0.11)	0.32 (0.28, 0.35)
Neighbourhood SES indicator^{*†}		0.58 (0.56, 0.61)	0.12 (0.08, 0.16)
Material deprivation indicator (Pampalon)[*]			-0.04 (-0.08, 0.01)

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

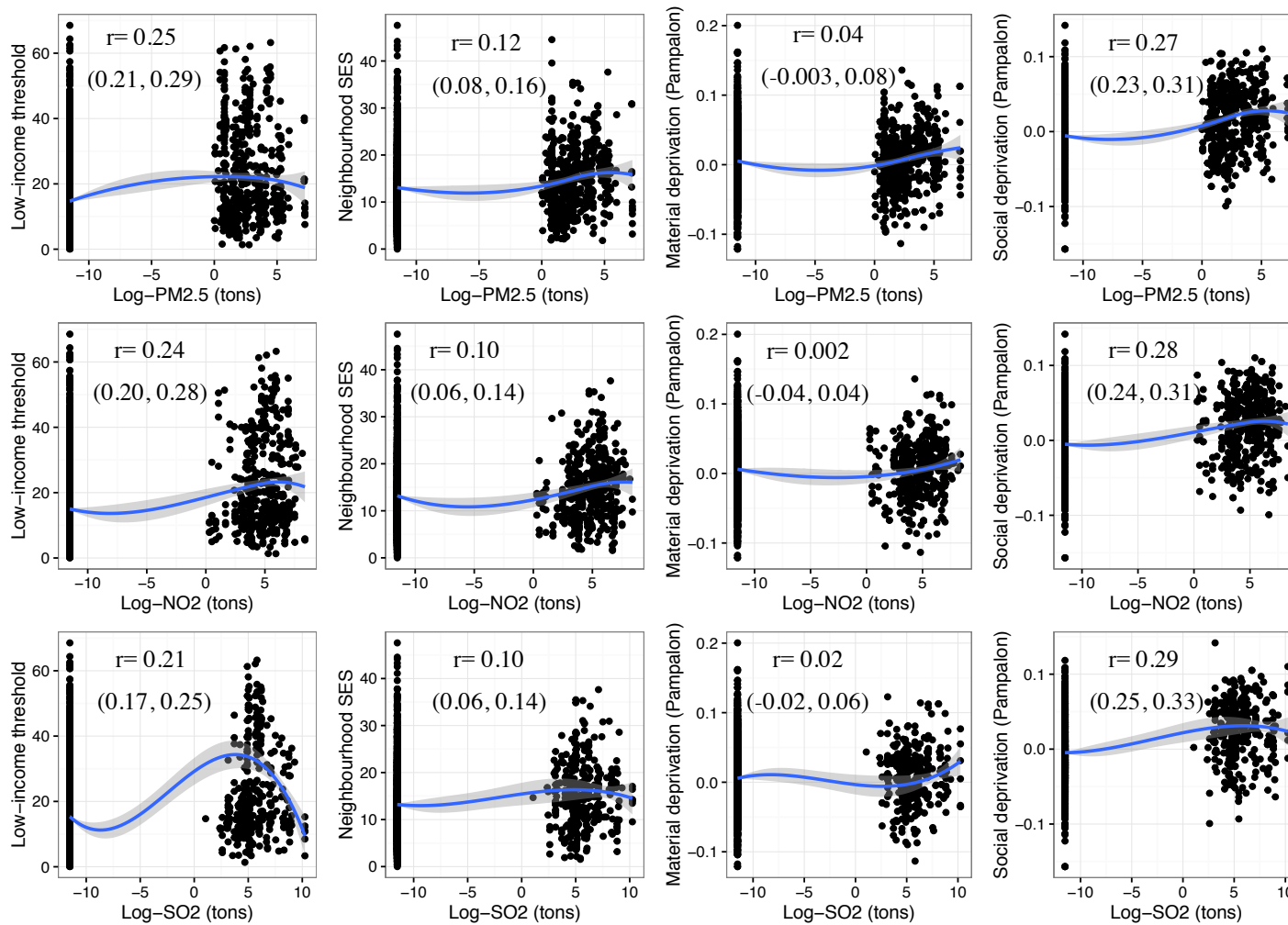


Figure 1: Relations between log10-industrial air pollutant emissions of PM_{2.5}, NO₂ and SO₂ within buffers of 2.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).

Supplemental materials: tables and figures

Table S-I: Pearson's correlations (r) and their respective 95% confidence intervals between industrial log10-emissions of PM_{2.5}, NO₂ and SO₂ (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) around urban schools and their deprivation indicators.

Estimated Emissions (tons)*	Low-income threshold indicator^{†‡}	Neighbourhood SES indicator^{†‡}	Material deprivation indicator (Pampalon)[†]	Social deprivation indicator (Pampalon)[†]
Fine particles (PM_{2.5})				
2.5 km	0.24 (0.21, 0.30)	0.30 (0.25, 0.34)	0.17 (0.12, 0.22)	0.27 (0.22, 0.31)
5.0 km	0.41 (0.37, 0.45)	0.32 (0.28, 0.37)	0.07 (0.02, 0.012)	0.19 (0.14, 0.24)
7.5 km	0.30 (0.30, 0.39)	0.21 (0.16, 0.26)	-0.01 (-0.07, 0.04)	0.13 (0.08, 0.18)
Nitrogen dioxide (NO₂)				
2.5 km	0.22 (0.18, 0.27)	0.25 (0.20, 0.30)	0.13 (0.08, 0.18)	0.27 (0.22, 0.31)
5.0 km	0.30 (0.26, 0.35)	0.26 (0.18, 0.28)	0.05 (0.004, 0.11)	0.27 (0.22, 0.31)
7.5 km	0.35 (0.30, 0.39)	0.23 (0.18, 0.28)	0.02 (-0.03, 0.07)	0.18 (0.13, 0.23)
Sulphur dioxide (SO₂)				
2.5 km	0.19 (0.14, 0.24)	0.26 (0.21, 0.31)	0.16 (0.11, 0.21)	0.28 (0.24, 0.33)
5.0 km	0.27 (0.22, 0.31)	0.25 (0.20, 0.29)	0.08 (0.03, 0.13)	0.26 (0.21, 0.31)
7.5 km	0.31 (0.26, 0.35)	0.25 (0.21, 0.30)	0.07 (0.02, 0.12)	0.22 (0.17, 0.27)

* Data obtained from the 2013 National Air Pollutants Inventory

† Data obtained from the 2006 Canadian census

‡ Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

Table S-II: Pearson's correlations (r) and their respective 95% confidence intervals between industrial log10-emissions of PM_{2.5}, NO₂ and SO₂ (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) around rural schools and their deprivation indicators.

Estimated Emissions (tons)*	Low-income threshold indicator^{†‡}	Neighborhood SES indicator^{†‡}	Material deprivation indicator (Pampalon)[‡]	Social deprivation indicator (Pampalon)[‡]
Fine particles (PM_{2.5})				
2.5 km	-0.01 (-0.09, 0.06)	-0.11 (-0.18, -0.03)	-0.05 (-0.12, 0.03)	0.15 (0.08, 0.23)
5.0 km	-0.05 (-0.12, 0.03)	-0.11 (-0.19, -0.04)	-0.09 (-0.17, -0.02)	0.11 (0.03, 0.18)
7.5 km	-0.06 (-0.13, 0.02)	-0.13 (-0.20, -0.06)	-0.15 (-0.22, -0.08)	0.08 (0.001, 0.15)
Nitrogen dioxide (NO₂)				
2.5 km	0.004 (-0.07, 0.08)	-0.04 (-0.11, 0.04)	-0.02 (-0.10, 0.05)	0.16 (0.08, 0.23)
5.0 km	-0.03 (-0.11, 0.04)	-0.05 (-0.12, 0.03)	-0.07 (0.15, 0.003)	0.09 (0.01, 0.16)
7.5 km	-0.06 (-0.13, 0.02)	-0.09 (-0.16, -0.01)	-0.12 (-0.20, -0.05)	0.09 (0.02, 0.16)
Sulfur dioxide (SO₂)				
2.5 km	-0.04 (-0.12, 0.03)	-0.08 (-0.16, 0.01)	-0.08 (-0.15, -0.01)	0.17 (0.10, 0.24)
5.0 km	-0.07 (0.15, 0.001)	-0.09 (-0.16, -0.02)	-0.13 (-0.20, -0.06)	0.09 (0.01, 0.16)
7.5 km	-0.08 (-0.15, -0.003)	-0.10 (-0.18, -0.03)	-0.17 (-0.24, -0.10)	0.11 (0.11, 0.19)

* Data obtained from the 2013 National Air Pollutants Inventory

† Data obtained from the 2006 Canadian census

‡ Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

Table S-III: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between for the low-income threshold indicator^{*†} levels of deprivation (n=2189) using Welch Two Sample t-tests analyses.

Estimated emissions (tons) [‡]	Not deprived	Deprived	Welch Two Sample t-test estimate
Fine particles (PM_{2.5})			
2.5 km	-8.91	-5.89	-9.63***
5.0 km	-6.62	-0.47	-19.96***
7.5 km	-4.55	1.19	-18.61***
Nitrogen dioxide (NO₂)			
2.5 km	-9.09	-5.90	-9.17***
5.0 km	-6.90	-0.99	-15.44***
7.5 km	-4.54	2.14	-18.63***
Sulphur dioxide (SO₂)			
2.5 km	-9.46	-6.85	-7.65***
5.0 km	-7.69	-1.99	-14.06***
7.5 km	-5.93	0.89	-16.68***

Note: *** P-value <0.01

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

‡ Data obtained from the 2006 National Air Pollutants Inventory

Table S-IV: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between for the neighbourhood SES indicator^{*†} levels of deprivation (n=2189) using Welch Two Sample t-tests analyses.

Estimated emissions (tons)[‡]	Not deprived	Deprived	Welch Two Sample t-test estimate
Fine particles (PM_{2.5})			
2.5 km	-8.65	-7.08	-5.63***
5.0 km	-5.47	-3.90	-4.83***
7.5 km	-2.98	-2.84	-0.40
Nitrogen dioxide (NO₂)			
2.5 km	-8.76	-7.24	-5.02***
5.0 km	-5.63	-4.57	-2.91***
7.5 km	-2.65	-2.64	-0.01
Sulphur dioxide (SO₂)			
2.5 km	-9.30	-7.77	-5.20***
5.0 km	-6.58	-5.24	-3.66***
7.5 km	-4.37	-3.38	-2.47**

Note: ** P-value <0.05; *** P-value <0.01.

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Indicators attributed to schools by the Ministry of Education in 2013

‡ Data obtained from the 2006 National Air Pollutants Inventory

Table S-V: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between the material deprivation indicator* of Pampalon's levels of deprivation (n=2189) using ANOVA.

Estimated emissions (tons) [†]	1 [‡]	2	3	4	5 [§]
Fine particles (PM_{2.5})					
2.5 km	-8.70 ⁽⁴⁾	-8.21	-8.15	-7.48 ⁽¹⁾	-8.01
5.0 km	-3.61 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.87 ⁽⁵⁾	-4.66 ⁽⁵⁾	-5.09 ^(1,5)	-6.42 ⁽¹⁻⁴⁾
7.5 km	-0.08 ⁽³⁻⁵⁾	-1.50 ⁽⁴⁻⁵⁾	-2.48 ^(1,5)	-3.76 ^(1-2,5)	-5.40 ⁽¹⁻⁴⁾
Nitrogen dioxide (NO₂)					
2.5 km	-8.84	-7.86	-8.17	-7.69	-8.48
5.0 km	-4.00 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.00 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.95 ⁽⁵⁾	-5.56 ⁽¹⁻²⁾	-6.85 ⁽¹⁻³⁾
7.5 km	0.28 ⁽³⁻⁵⁾	-1.26 ⁽⁴⁻⁵⁾	-2.10 ^(1,4-5)	-3.70 ⁽¹⁻³⁾	-5.02 ⁽¹⁻³⁾
Sulfur dioxide (SO₂)					
2.5 km	-9.39	-8.80	-8.44	-8.35	-8.78
5.0 km	-5.39 ⁽⁵⁾	-5.25 ⁽⁵⁾	-5.38 ⁽⁵⁾	-6.21	-7.53 ⁽¹⁻³⁾
7.5 km	-1.85 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.00 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.25 ⁽⁵⁾	-4.85 ⁽¹⁻²⁾	-5.90 ⁽¹⁻³⁾

Note: ⁽¹⁾Different from category 1 at p-value <0.05; ⁽²⁾Different from category 2 at p-value <0.05; ⁽³⁾Different from category 3 at p-value <0.05; ⁽⁴⁾Different from category 4 at p-value <0.05.

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Data obtained from the 2006 National Air Pollutants Inventory

‡ Lower deprivation level

§ Higher deprivation level

Table S-VI: Means of log10-emissions (tons) within three buffers (2.5 km, 5 km and 7.5 km) and differences between the social deprivation indicator* of Pampalon’s levels of deprivation (n=2189) using ANOVA.

Estimated emissions (tons) [†]	1 [‡]	2	3	4	5 [§]
Fine particles (PM_{2.5})					
2.5 km	-9.72 ⁽⁴⁻⁵⁾	-9.65 ⁽⁴⁻⁵⁾	-8.68 ⁽⁴⁻⁵⁾	-7.00 ^(1-3, 5)	-5.25 ⁽¹⁻⁴⁾
5.0 km	-6.28 ⁽⁴⁻⁵⁾	-6.84 ⁽⁴⁻⁵⁾	-5.95 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.32 ^(1-3, 5)	-1.92 ⁽¹⁻⁴⁾
7.5 km	-3.79 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.87 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.23 ⁽⁴⁻⁵⁾	-1.15 ⁽¹⁻³⁾	-0.46 ⁽¹⁻³⁾
Nitrogen dioxide (NO₂)					
2.5 km	-9.68 ⁽⁴⁻⁵⁾	-9.99 ⁽⁴⁻⁵⁾	-9.15 ⁽⁴⁻⁵⁾	-7.35 ^(1-3, 5)	-4.66 ⁽¹⁻⁴⁾
5.0 km	-7.21 ⁽⁴⁻⁵⁾	-7.54 ⁽⁴⁻⁵⁾	-6.46 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.82 ^(1-3, 5)	-1.03 ⁽¹⁻⁴⁾
7.5 km	-4.40 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.97 ⁽⁴⁻⁵⁾	-3.78 ⁽⁴⁻⁵⁾	-0.86 ^(1-3, 5)	0.82 ⁽¹⁻⁴⁾
Sulphur dioxide (SO₂)					
2.5 km	-10.35 ⁽⁴⁻⁵⁾	-10.50 ⁽⁴⁻⁵⁾	-9.72 ⁽⁴⁻⁵⁾	-7.61 ^(1-3, 5)	-5.37 ⁽¹⁻⁴⁾
5.0 km	-8.23 ⁽⁴⁻⁵⁾	-8.31 ⁽⁴⁻⁵⁾	-7.30 ⁽⁴⁻⁵⁾	-4.51 ^(1-3, 5)	-1.97 ⁽¹⁻⁴⁾
7.5 km	-6.24 ⁽⁴⁻⁵⁾	-6.78 ⁽³⁻⁵⁾	-5.01 ⁽²⁾	-1.79 ^(1-3, 5)	-0.18 ⁽¹⁻⁴⁾

Note: ⁽¹⁾Different from category 1 at p-value <0.05; ⁽²⁾Different from category 2 at p-value <0.05; ⁽³⁾Different from category 3 at p-value <0.05; ⁽⁴⁾Different from category 4 at p-value <0.05.

* Data obtained from the 2006 Canadian census

† Data obtained from the 2006 National Air Pollutants Inventory

‡ Lower deprivation level

§ Higher deprivation level

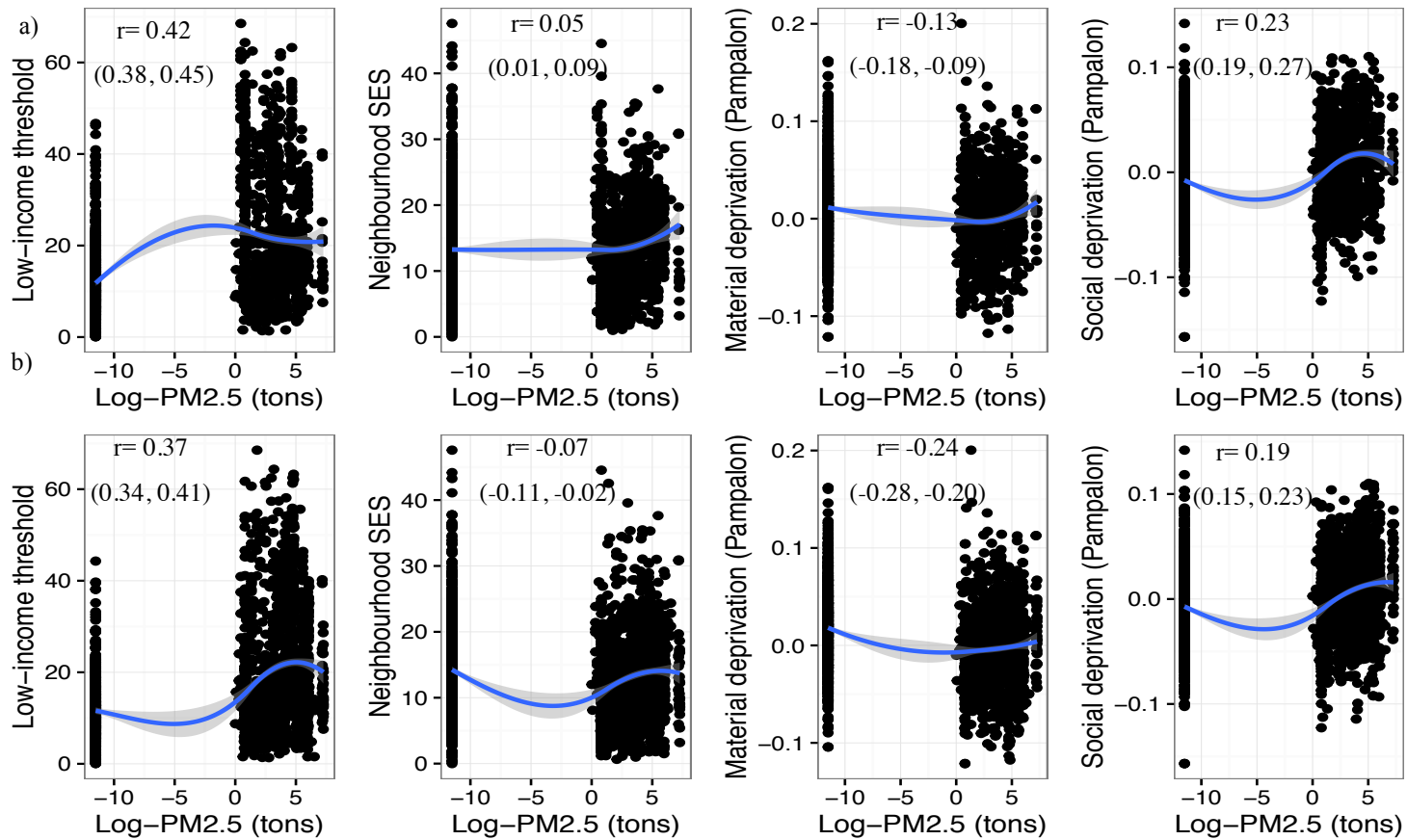


Figure S-1: Relations between log10-industrial air pollutant emissions $PM_{2.5}$ within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).

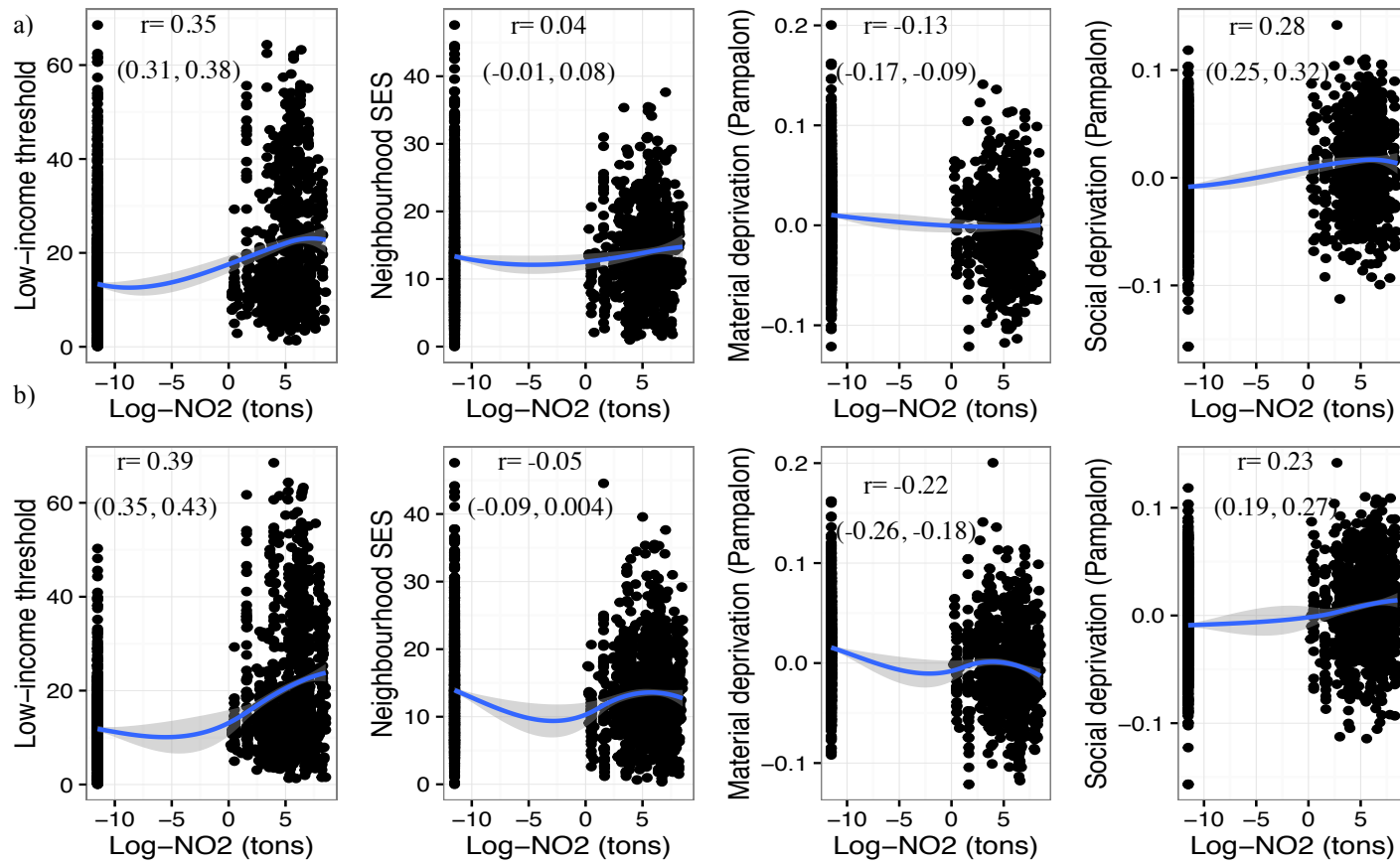


Figure S-2: Relations between log₁₀-industrial air pollutant emissions NO₂ within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).

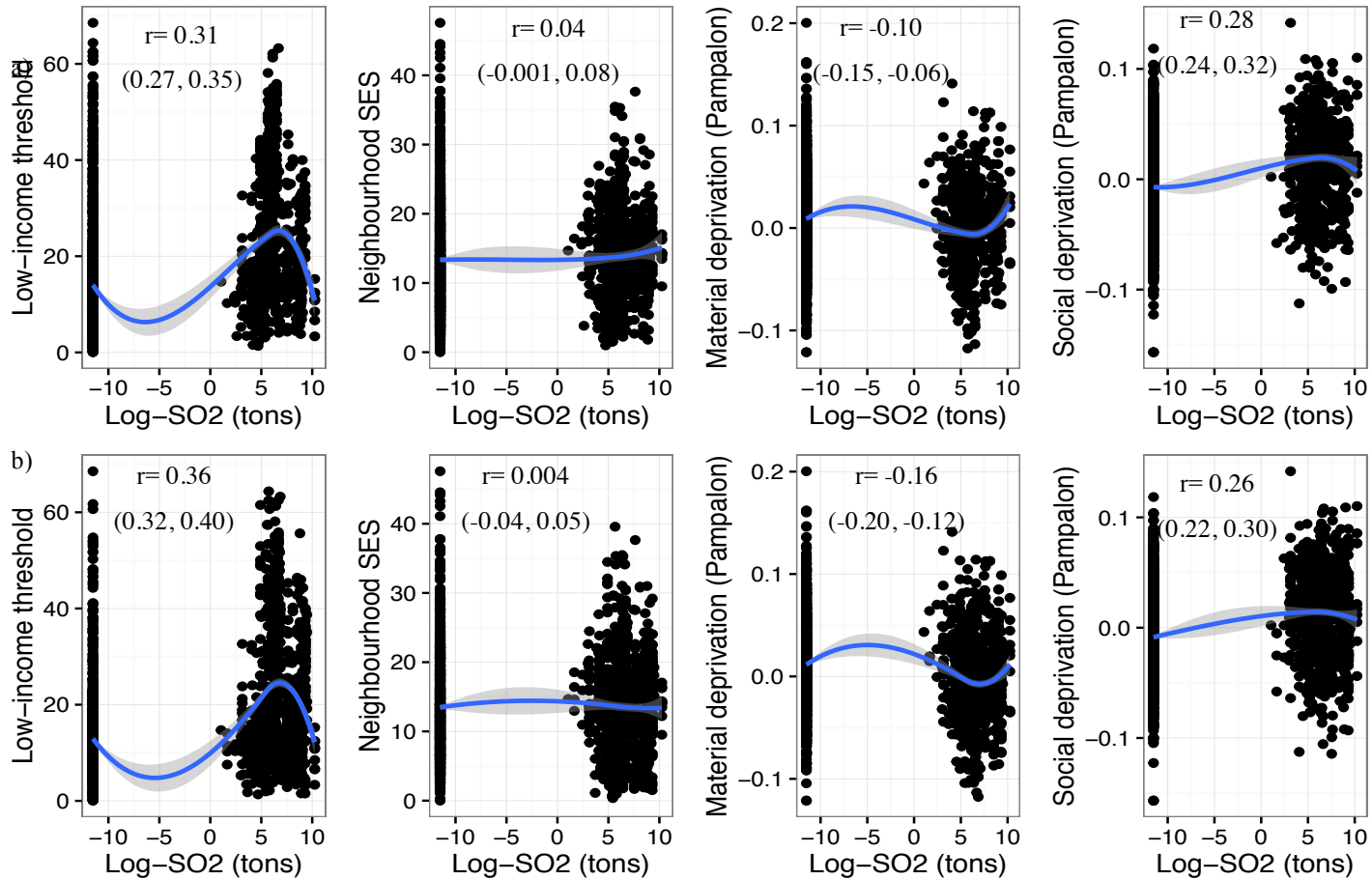


Figure S-3: Relations between log₁₀-industrial air pollutant emissions SO₂ within buffers of a) 5 km and b) 7.5 km around schools and deprivation indicators. Pearson's correlation coefficients and their 95% confidence intervals are presented on the upper-left of the graphs. The figure also presents locally weighted scatterplot smoothings (LOESS) (span =1.0).

ARTICLE 2

Title: Associations between daily exposure to air pollutant emissions by industries and deaths from cardiovascular diseases in elderly of regions of Quebec, Canada

Authors: Emmanuelle Batisse¹, Audrey Smargiassi^{1,2}

¹ Département de santé environnementale et santé au travail, Université de Montréal

² Institut national de santé publique du Québec

Remerciements

Je tiens à remercier Céline Plante, Allan Brand et Jill Baumgartner pour leur contribution et leur aide précieuse par rapport à l'acquisition et au traitement des données ainsi qu'à la rédaction de cet article.

***Statut :** Cet article n'a pas été soumis et ne sera pas publié.

Résumé

Objectifs: Estimer les associations entre l'exposition aux émissions industrielles de particules fines ($PM_{2.5}$), dioxyde de soufre (SO_2) et d'azote (NO_2) et les décès pour maladies cardiovasculaires (MCV) chez les personnes âgées (65 ans et plus) résidant à proximité de sources industrielles (<7.5 km) entre 2002 et 2010.

Méthodes: Un devis d'étude cas-croisé stratifié a été utilisé. Les décès pour MCV ont été récoltés à partir de la base de données Med-Echo. Nous avons estimé l'exposition à la résidence des cas et contrôles aux émissions de $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 par les usines de pâte à papier, les raffineries et les fonderies (50 tonnes ou plus par an) à partir de l'Inventaire national des rejets de polluants canadien entre 2002 et 2010. L'exposition aux niveaux de polluants a été estimée grâce aux stations de mesures du réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA).

Résultats: Nous avons comptabilisé 15 601, 40 036 et 39 447 décès pour MCV à proximité des émetteurs majeurs de $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 , respectivement. Les estimés d'exposition aux émissions et les concentrations journalières mesurées aux stations étaient souvent similaires ou plus élevés les jours contrôles. Les résultats varient considérablement en fonction du type de polluant et d'industrie. Nous n'avons pas rapporté d'associations consistantes entre l'exposition journalières aux polluants de l'air industriels et les décès pour MCV et infarctus du myocarde.

Conclusion: L'absence d'association ne soutient pas les résultats de la littérature et pourrait être en partie expliqué par les limites de notre étude mais de futures études sont nécessaires.

Mots-clés: émissions industrielles, maladies cardiovasculaires, personnes âgées, pollution de l'air

Abstract

Objectives: We aimed to assess the relationships between exposure to industrial emissions of fine particulate matter (PM_{2.5}), sulphur dioxide (SO₂) and nitrogen dioxide (NO₂) and mortality from cardiovascular diseases (CVD) in elderly (65 years old and older) residing near industrial sources (<7.5 km) between 2002 and 2010.

Methods: We used a case-crossover design with a time-stratified approach. We collected all deaths from CVD in elderly from the Med-Echo database. We estimated exposure of cases and controls to industrial air emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ from major pulp mills, refineries and smelters (i.e. emitting 50 tons or more per year) at their residence using data from the 2002-2010 Canadian National Pollutant Release Inventory. We also estimated their exposure to levels of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ using sensors from the National Air Pollution Surveillance (NAPS).

Results: We found 15 601 deaths, 40 036 deaths and 39 447 deaths for CVD near to major PM_{2.5} industrial emitters, major SO₂ industrial emitters, and major NO₂ industrial emitters, respectively. On control dates, daily exposure estimates to industrial emissions and daily concentrations from NAPS were frequently equal to those on case dates. Results varied greatly among pollutant types and industry types. We did not find associations between daily exposure to estimated emissions and NAPS levels of industrial air pollutants and mortality from CVD and myocardial infarctions.

Conclusion: The absence of association does not support results from the literature and could be partly explained by the limits of our study but further studies are needed.

Keywords: air pollution, cardiovascular disease, elderly, industrial emissions

Introduction

With more than 65 000 deaths per year in Canada, cardiovascular diseases (CVD) represent the largest burden of diseases nowadays (1, 2).

The association between CVD related morbidity and mortality and both daily and long term exposure to fine particles ($PM_{2.5}$), or to gaseous pollutants, namely sulphur dioxide (SO_2), nitrogen dioxide (NO_2) and ozone (O_3) which co-vary with $PM_{2.5}$ (3, 4) have been investigated (5-8). Regarding short-term exposures, positive and consistent associations have been noted between daily $PM_{2.5}$ levels and CVD morbidity and mortality, mainly for ischemic heart diseases like myocardial infarction and heart failure (5). The U.S. EPA 2009 reported risk of hospitalizations for CVD from 0.5% to 3.4% and a rise of 0.47% to 0.85% in mortality related to CVD with a daily increase of $10\mu g\ m^{-3}$ in $PM_{2.5}$. It has also been suggested that an increase in $PM_{2.5}$ could trigger myocardial infarction even in the following hours of exposure (7, 9). Furthermore, studies on the relation between particulate exposure and vasomotor functions and systemic oxidative stress support the biological plausibility for particles to induce CVD effects (5, 10, 11). Positive and consistent associations with CVD morbidity and mortality have also been noted with short-term exposure to NO_2 levels (12, 13) but evidences remained inconsistent with daily exposure to SO_2 (14). Moreover, elderly are both more susceptible to cardiovascular conditions (5, 15) and vulnerable to a rise in $PM_{2.5}$ exposure (5, 16, 17) which makes them a vulnerable population.

Recent studies focused on ambient exposure to $PM_{2.5}$, mostly in urban context (18) but few explored exposure to $PM_{2.5}$ directly emitted from industries. Yet, industrial activities are major anthropogenic sources of air pollutants like $PM_{2.5}$, SO_2 and NO_2 , and contribute to 39.1%, 81.2% and 15.4%, respectively of all emissions in Quebec, Canada (19). Industrial activities contribute to local air pollution and are also sources of regional air pollutants. The composition of $PM_{2.5}$ and the mixture of air pollutants (mainly, SO_2 and NO_2) may differ locally, such as in proximity to industrial sources, then from the regional background (5, 20-22).

Some studies that investigated the impact of differences in particulate composition using sources apportionment techniques suggested modifications of effects on hospitalizations (23, 24) and deaths for CVD (25, 26). Yet, very few studies assessed effects of short-term exposures to PM_{2.5} emissions or air pollutant emission mixtures from industrial sources on the cardiac and circulatory systems.

Considering the fact that the composition of PM_{2.5} and the mixture of air pollutants may differ in proximity to industrial sources compared to urban areas, and the vulnerability of elderly populations, we assessed associations between daily community exposure to PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ from paper and pulp mills, smelters, and refineries and deaths from cardiovascular diseases in men and women aged 65 years and older living in vicinity of such industries in Quebec, Canada. We assessed associations with a case-crossover design for 1) downwind exposure estimates of industrial air emissions of PM_{2.5}, SO₂, and NO₂ and for 2) concentrations of these pollutants using monitored ambient pollutant levels in proximity to industries.

Methods

Design

We used a case-crossover design with a time stratified approach (27) to assess associations between exposure to industrial emissions of air pollutants and deaths for 1) all cardiovascular diseases, and 2) myocardial infarctions in elderly living at less than 7.5 km of main industries of Quebec. To estimate exposure to industrial emissions on case and control dates, we used daily emissions received at the residence of decedents and daily levels of air pollutants measured at monitoring stations, as described below. We estimated daily emissions received at the residence of decedents using the method used in our previous work on effects of daily exposure to industrial air pollutant emissions on respiratory hospital admissions of children (27).

Mortality data

We identified all deaths – as our cases - from cardiovascular diseases that occurred between 2002 and 2010 in individuals older than 65 years old living within 7.5 km of a major paper and pulp mill, oil refinery or metal smelter, from the Quebec Ministry of Health and Social Services MED-ECHO database. Major paper and pulp mills, oil refineries or metal smelters are described in the section on industry selection and emission data below. We considered deaths from myocardial infarctions and from all CVD. Cardiovascular diseases included all cardiac and circulatory (ICD-9: 390-459) conditions such as: congestive heart failure, myocardial infarction, ischemic heart conditions and other cardiac conditions, stroke and other circulatory conditions. Large bodies of water can act as pollution sinks for residences on opposite shores of an industry, thus we filtered and excluded hospital admissions that occurred across the Saint Lawrence river (See Brand et al. 2016 for details).

Industry selection and emission data

A major paper and pulp mill, oil refinery or metal smelter was defined as a facility that emitted more than 50 tons of $PM_{2.5}$, SO_2 or NO_2 averaged over at least 5 years from the 2002 – 2010 study period and that had a population of at least 5000 individuals (of all ages) and at least one hospital within 20 km. Emissions of paper and pulp mills (North American Industry Classification System, NAICS: 3221, 3222, and 3231), metal smelters (NAICS: 3313, 3314, and 3315) and refineries (NAICS: 3241, 3251, and 3312) were obtained from the National Pollution Release Inventory (NPRI) for 2002-2010 period.

All other industrial sources of $PM_{2.5}$, SO_2 or NO_2 within 7.5 km of major industries, considered as “minor industries”, were also identified and their emissions were retrieved for the years 2002-2010. Similarly, these industries were selected from the NPRI and classified using the NAICS as paper and pulp mills, metal smelters, refineries or other type of industry.

Meteorological and air pollutant measurements at monitoring sites

Meteorological data were collected from meteorological station around each industry. If no meteorological station was located within 50 km of an industry, we excluded the industry from the analyses. Thus two pulp mills were excluded. We used the Data Access Integration (DAI) website (28) from Environment Canada to collect 10-degree hourly downwind directions. A minimum of 75% hourly wind directions had to be available daily; otherwise the day was excluded from the analyses. We also retrieved daily average wind speed, humidity and temperature (°C).

We collected hourly pollution monitoring data from the National Air Pollutant Surveillance Program (NAPS) (29) to calculate daily mean and daily maximum hourly pollutant concentrations of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ on case and control dates. Air pollutant monitoring stations had to be located within 7.5 km from a major industry and daily mean and maximum levels were included when at least 75% of the recording period was available for major industries. The NAPS network used three types of PM_{2.5} sensor during the study period: Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM) with dryer and TEOM with Filter Dynamics Measurement System (FDMS). TEOM FDMS sensors were only located on the island of Montreal. Analyses were done separately for these sensor types.

Exposure to industrial emissions

We created daily exposure estimates to industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO_s for case and control dates at the geographic centroid of the residential six digit postal code of the decedents as follows. We considered a postal code exposed when it was downwind of an industry. Only years with registered emissions were used to calculate downwind exposures. The 2001 Postal Code Convention File (FCCP) (30) was used to locate the residence for deaths that occurred from 2002 to 2005, and the 2006 FCCP, for those that occurred between 2006 and 2010

We calculated the amount of time a postal code was downwind of an industry on a daily basis using a 7.5 km long 45° cone (22.5° for each side) aligned with the wind vector. From this

amount of time downwind, an exposure percentage per day was calculated for each postal code and industry. In case of calm wind (i.e. wind speed = 0 km/h), postal codes within 2.5 km of industries were considered exposed to emissions. For more details see Brand et al. 2016.

We then estimated the amount of emission per day for each industry. For each industry, annual emissions (in tons) of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ reported in the NPRI were divided between the 365 days of the year. Then, daily emissions were multiplied by the percentage of time a postal code was downwind (as explained above) on a case and on a control date. We thus obtained daily emission exposure estimates for PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ for all major and minor industries of the same type (i.e. smelters, paper and pulp mills, refineries, others), for each case (and control dates), by summing up the emissions*time downwind.

Statistical analysis

Associations between deaths from CVD or myocardial infarctions and daily emissions and mean and maximum air pollutant levels were tested for each industry type (pulp mills, refineries, smelters and all types of industries combined) and pollutant type (PM_{2.5}, SO₂ and NO₂). Associations were estimated using logistic regression models. We carried sensitivity analyses adjusting for meteorological factors (temperature, humidity and wind speed).

For associations by industry types, we ran analyses including as a covariate, estimates of exposure to emissions of the same pollutant from the same industry type and for all other industrial types nearby. Thus for PM_{2.5} from major pulp mills we controlled for PM_{2.5} from all other pulp mills (minor), and for PM_{2.5} from smelters, refineries, and other industry types.

For analyses for emissions of a pollutant from all industrial emitters combined, we included a variable on estimates of exposure to emissions of other pollutants (e.g. total emissions of PM_{2.5} adjusted for total SO₂ and NO₂ emissions from any industries nearby).

We report odds ratios (ORs) for an increase in daily emissions 0.15 tons/day of PM_{2.5}, 1.5 tons/day of SO₂ or of NO₂; these values represent rounded emission averages (i.e. averages of emissions at residential postal codes on case and control dates) for all major industrial emitters

of QC. Results with monitored ambient air pollutant levels are reported per increase of interquartile ranges (IQR).

All data extraction and manipulation and analyses were done in the R statistical computing environment (version 3.10; R Core Team 2014). More details are provided in Brand et al. 2016.

Results

In table I, we present characteristics of major industries around which deaths occurred. A total of 24 major industrial emitters of $PM_{2.5}$, 47 major industrial emitters of SO_2 , and 44 major industrial emitters of NO_2 were included in the study. In addition, we found near major industries 289, 104, and 161 others industries emitting $PM_{2.5}$, SO_2 , and NO_2 , respectively. Overall, smelters were the largest industrial emitter type of $PM_{2.5}$ and SO_2 - with $PM_{2.5}$ emissions ranging from 65 to 1 056 tons per year and SO_2 emissions ranging from 280 to 32 965 tons per year - while refineries were the highest emitters of NO_2 with emissions ranging from 53 to 1 818 tons per year between 2002 and 2010.

In total, 42 949 deaths were recorded including 13 626 deaths for MI. We removed 2738 cases after filtering them across the Saint Lawrence. Of these, 15 601 deaths were near (<7.5 km) to a major $PM_{2.5}$ industrial emitter, 40 036 were near to a major SO_2 industrial emitter, and 39 447 deaths were near to a major NO_2 emitter.

Table II shows daily downwind emission exposure estimates to industrial emissions for case (death) dates and control dates by industry type and pollutant type. Table III presents measured daily ambient air pollutant levels on case and control dates from nearby monitors. On control dates, daily exposure estimates and daily concentrations from NAPS were frequently equal to those on case dates. Exposure on control days sometimes exceeded exposure on case dates.

Associations using estimated daily emissions

Table IV presents the ORs for the associations between mortality from all cardiovascular diseases and mortality from myocardial infarction, and daily exposure to industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂. Exposure to emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ from pulp mills, smelters, refineries and all industries was not statistically associated with mortality from all cardiovascular conditions in the elderly aged 65 years or older.

Regarding associations with mortality from myocardial infarctions, we found positive but not statistically significant associations with estimated daily exposure to PM_{2.5} and SO₂ emissions from smelters and all industries (PM_{2.5}: OR= 1.02, 95% CI: 0.99, 1.05 and OR= 1.01, 95% CI: 0.98, 1.04, respectively; and SO₂: OR= 1.02, 95% CI: 1.00, 1.03 and OR= 1.02, 95% CI: 1.00, 1.03, respectively). No association was found with estimated exposure to PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ emitted from pulp mills and refineries and exposure to NO₂ emitted from smelters.

Associations using daily mean and maximum NAPS concentration levels

Table V present the ORs for the associations between mortality from all cardiovascular diseases and for myocardial infarction, and daily mean and maximum NAPS levels of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂. We found discordant trends when using different PM_{2.5} samplers: we found no association with all CVD when using PM_{2.5} from TEOM samplers whereas we found positive but not statistically significant associations with all CVD when using PM_{2.5} from TEOM with FDMS from smelters, refineries and all industries. We also found no association or negative associations with NO₂ and SO₂ (except with refineries for which we found positive associations but with very large statistical variability).

Overall, models adjusted for meteorological factors (temperature, humidity and wind speed) showed similar trends as results from non-adjusted models (See Supplemental material Table SI-SII).

Discussion

In this paper, we investigated the association between daily crude industrial emissions and levels of $PM_{2.5}$, NO_2 and SO_2 and deaths from CVD in elderly aged 65 years or older living near major industries in Quebec. We found no convincing evidence of associations between short-term exposure to $PM_{2.5}$, NO_2 and SO_2 when using both estimates of exposure from industrial emissions and pollutants' levels from NAPS sensors, and deaths from CVD. Results were also slightly different between pollutant types, industry types and sensors type for the same pollutant ($PM_{2.5}$). Results were also different between analyses for all CVD and MI only. These results are stunning, considering that daily exposure to regional $PM_{2.5}$ (5, 9, 31) and NO_2 (13, 32) levels have been related to CVD effects, and are likely to be related to the limits of the study that we discuss below.

Some studies found weak but positive associations between cardiovascular daily mortality and hospitalizations and acute exposure to specific components of $PM_{2.5}$. These components were characteristic of a mixture of $PM_{2.5}$ emitted by industrial coal combustion and residual oil burning (33) and other industrial combustion (34). However, other studies did not find associations with $PM_{2.5}$ from industrial sources using source apportionment methods (35, 36). Overall there are very few studies that investigated the differential health effects associated with exposure to specific components representing industrial $PM_{2.5}$ (5). Results are not consistent among studies and future analyses are needed to strengthen this hypothesis.

Our study is subjected to a number of limitations that may lead to exposure misclassifications for both control and case dates and might attenuate the relationship with cardiovascular outcomes. In fact, regarding the proxy of exposures that are based on emissions that we used in this study, Brand et al. (2016) reported that they were poor correlated with measurements of pollutants in Quebec (37). This may be related to the fact that they are based on yearly emissions from the NPRI database; using daily emissions from all industries would be more accurate but this information was not available. Moreover, emissions are self-reported by industries in the NPRI; they are usually not measured but estimated using mathematical algorithms resulting in multiple biases. In addition, we did not take into consideration

emissions from other important sources of air pollutants that may influence our relations such as regional pollutants, traffic and natural sources nor did we take into consideration other copollutants such as carbon monoxide and O₃.

Additionally, our exposure estimates that are based on emissions did not consider the influence of atmospheric conditions, nor potential atmospheric transformations of PM_{2.5}, NO₂ and SO₂.

Also concentration levels from monitoring stations are also an imperfect estimate of exposure in proximity to industries; they likely provide best estimations in locations when monitors are downwind of industries and for people located downwind as well.

Finally, outdoor concentrations are only surrogates for indoor residence exposure. Elderly are both exposed to outdoor and indoor concentrations but we assumed that elderly were only exposed to outdoor concentrations at their residence. In addition, elderly may spend time to a second residence or at locations differing from their residence where exposure to industrial air pollutants would be different. Moreover, as mentioned by Brand et al. (2016), and this applies to both emission and concentration estimates, postal code centroids are an imprecise measure of locations, particularly in rural areas.

Thus, we believe that the lack of association between exposure to PM_{2.5}, NO₂ and SO₂ from industrial sources and deaths from CVDs can be explained by the multiple limits in our proxies of exposure to these air pollutants.

Despite these important limits, this is the first study to investigate associations between exposure to industrial emissions of PM_{2.5}, SO₂ and NO₂ and CVD and specific conditions such as MI in the elderly. As mentioned above, past studies mainly investigated associations with exposure to regional ambient air pollutants or vehicular traffic emissions.

Conclusion

This paper is the first paper to investigate trends between CVD, ischemic heart diseases and exposure to industrial air pollutants. We found no convincing evidence of association between exposure to $PM_{2.5}$, SO_2 and NO_2 emitted from industrial sources and CVD diseases in elderly aged 65 years and older. These results are stunning and probably related to a number of limitations in our study and thus, point to the fact that future studies using more accurate proxy of exposure are needed to assess health effects of exposure to industrial emissions.

References

1. Statistics Canada. Table 102-0561 - Leading causes of death, total population, by age group and sex, Canada, annual. CANSIM (database) 2016. (Accessed November, 2016) Available at: <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?lang=eng&id=1020561>
2. Heart & Stroke Foundation. Statistics. 2016. (Accessed October, 2015) Available at: <http://www.heartandstroke.com/site/c.ikIQLcMWJtE/b.3483991/k.34A8/Statistics.htm>.
3. Schlesinger RB. The Health Impact of Common Inorganic Components of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) in Ambient Air: A Critical Review. *Inhalation Toxicology* 2007; 19:811-32.
4. Seinfeld JH, Pandis SN. Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. 2nd ed. New York (US): John Wiley & Sons; 2006.
5. U.S. EPA. Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. : U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; 2009. Report No.: EPA/600/R-08/139F.
6. Barnett AG, Williams GM, Schwartz J, Best TL, Neller AH, Petroeschevsky AL, et al. The Effects of Air Pollution on Hospitalizations for Cardiovascular Disease in Elderly People in Australian and New Zealand Cities. *Environmental Health Perspectives* 2006; 114:1018-23.
7. Peters A, Dockery DW, Muller JE, Mittleman MA. Increased Particulate Air Pollution and the Triggering of Myocardial Infarction. *Circulation* 2001; 103:2810-5.
8. Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, 3rd, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 2010; 121:2331-78.
9. Dai L, Zanobetti A, Koutrakis P, Schwartz JD. Associations of fine particulate matter species with mortality in the United States: a multicity time-series analysis. *Environmental Health Perspectives* 2014; 122:837-42.
10. Pope CA, 3rd, Hansen ML, Long RW, Nielsen KR, Eatough NL, Wilson WE, et al. Ambient particulate air pollution, heart rate variability, and blood markers of inflammation in a panel of elderly subjects. *Environmental Health Perspectives* 2004; 112:339-45.
11. Siponen T, Yli-Tuomi T, Aurela M, Dufva H, Hillamo R, Hirvonen MR, et al. Source-specific fine particulate air pollution and systemic inflammation in ischaemic heart disease patients. *Occupational and Environmental Medicine* 2015; 72:277-83.
12. Stieb DM, Szyszkowicz M, Rowe BH, Leech JA. Air pollution and emergency department visits for cardiac and respiratory conditions: a multi-city time-series analysis. *Environmental Health* 2009; 8:25.
13. Bellini P, Baccini M, Biggeri A, Terracini B. The meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution (MISA): old and new issues on the interpretation of the statistical evidences. *Environmetrics* 2007; 18:219-29.

14. U.S. EPA. Final Report: Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides – Health Criteria.: U.S. Environmental Protection Agency Washington DC;2008. Report No.: EPA/600/R-08/047F.
15. World Health Organization (WHO). Health Aspects of Air Pollution: Results from the WHO Project “Systematic Review of Aspects of air Pollution in Europe”. Copenhagen, 2004.
16. Simoni M, Baldacci S, Maio S, Cerrai S, Sarno G, Viegi G. Adverse effects of outdoor pollution in the elderly. *Journal of Thoracic Disease* 2015; 7:34-45.
17. Goldberg MS, Burnett RT, Stieb DM, Brophy JM, Daskalopoulou SS, Valois MF, et al. Associations between ambient air pollution and daily mortality among elderly persons in Montreal, Quebec. *Science of the Total Environment*. 2013; 463-464:931-42.
18. U.S. EPA. Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. : U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; 2009. Report No.: EPA/600/R-08/139F.
19. Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques au Québec en 2008 et évolution depuis 1990. Bibliothèques et Archives nationales du Québec; 2011. (Accessed September, 2016) Available at: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/inventaire/>
20. Contini D, Cesari D, Donateo A, Chirizzi D, Belosi F. Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} and their metals content in different typologies of sites in south-eastern Italy. *Atmosphere* 2014; 5:435-53.
21. Kundu S, Stone EA. Composition and sources of fine particulate matter across urban and rural sites in the Midwestern United States. *Environmental Science: Processes & Impacts* 2014; 16:1360-70.
22. Liang CS, Duan FK, He KB, Ma YL. Review on recent progress in observations, source identifications and countermeasures of PM_{2.5}. *Environment International* 2016; 86:150-70.
23. Sarnat JA, Marmur A, Klein M, Kim E, Russell AG, Sarnat SE, et al. Fine Particle Sources and Cardiorespiratory Morbidity: An Application of Chemical Mass Balance and Factor Analytical Source-Appportionment Methods. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116:459-66.
24. Bell ML, Ebisu K, Leaderer BP, Gent JF, Lee HJ, Koutrakis P, et al. Associations of PM_(2.5) Constituents and Sources with Hospital Admissions: Analysis of Four Counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for Persons ≥ 65 Years of Age. *Environmental Health Perspectives* 2014; 122:138-44.
25. Ostro B, Feng W-Y, Broadwin R, Green S, Lipsett M. The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. *Environmental Health Perspectives* 2007; 115:13-9.
26. Franklin M, Koutrakis P, Schwartz J. The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality. *Epidemiology* 2008; 19:680-9.

27. Brand A, McLean KE, Henderson SB, Fournier M, Liu L, Kosatsky T, et al. Respiratory hospital admissions in young children living near metal smelters, pulp mills and oil refineries in two Canadian provinces. *Environment International* 2016; 94:24-32.
28. Environment Canada. National Climatic Data Access Integration (DAI). 2011. (Accessed January, 2015) Available at:
<http://climat-quebec.qc.ca/CC-DEV/trunk/index.php/pages/dai>.
29. Environment Canada. National Air Pollution Surveillance Program (NAPS). 2011. (Accessed August, 2016) Available at:
<http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnsps-naps/data.aspx?lang=en>.
30. Statistics Canada. Postal Code Conversion File: Catalogue 92-153-GWE. Ministry of Industry, Ottawa, Ontario 2006.
31. Franklin M, Zeka A, Schwartz J. Association between PM_{2.5} and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2007; 17:279-87.
32. U.S. EPA. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (2016 Final Report): U.S. Environmental Protection Agency Washington DC; 2016. Report No.: EPA/600/R-15/068..
33. Ito K, Mathes R, Ross Z, Nádas A, Thurston G, Matte T. Fine Particulate Matter Constituents Associated with Cardiovascular Hospitalizations and Mortality in New York City. *Environmental Health Perspectives* 2011; 119:467-73.
34. Cakmak S, Dales RE, Vida CB. Components of particulate air pollution and mortality in Chile. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 2009; 15:152-8.
35. Ostro B, Tobias A, Querol X, Alastuey A, Amato F, Pey J, et al. The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environmental Health Perspectives* 2011; 119:1781-7.
36. Ostro B, Malig B, Hasheminassab S, Berger K, Chang E, Sioutas C. Associations of Source-Specific Fine Particulate Matter With Emergency Department Visits in California. *American Journal of Epidemiology* 2016; 184:450-9.
37. Brand A, McLean KE, Henderson SB, Fournier M, Liu L, Kosatsky T, et al. Respiratory hospital admissions in young children living near metal smelters, pulp mills and oil refineries in two Canadian provinces. *Environment international* 2016; 94:24-32.

Tables

Table I: Summary characteristics of major industries* of interest.

Industry Type	n major industries	Mean emissions in tons (SD)[†]
Major PM_{2.5} Industries		
Pulp Mill	9	151.01 (95.44)
Refinery	3	177.37 (46.07)
Smelter	12	321.66 (319.22)
Major SO₂ Industries		
Pulp Mill	27	597.76 (745.18)
Refinery	6	2327.23 (1,981.80)
Smelter	14	6587.78 (7,959.57)
Major NO₂ Industries		
Pulp Mill	28	303.57 (267.91)
Refinery	8	773.00 (727.61)
Smelter	8	212.19 (290.86)

Note: Standard deviation (SD)

* Excluding industries missing meteorological data

[†] SDs are calculated across years and industries for each industry type

Table II: Summary of death from all cardiovascular diseases* in elderly 65 years and older and estimates of exposure to industrial air emissions of pollutants (PM_{2.5}, SO₂ and NO₂) on case and control days from 2002 – 2010.

	Pulp mills	Smelters	Refineries	Total[†]
Major PM_{2.5} industries				
Total observations (cases)	14 514 (3307)	16 403 (3722)	30 813 (7016)	59 969 (13 647)
Mean exposure on case dates, tons/day (SD [‡])	0.07 (0.12)	0.20 (0.45)	0.07 (0.14)	0.12 (0.27)
Mean exposure on control dates, tons/day (SD [‡])	0.07 (0.12)	0.19 (0.44)	0.07 (0.14)	0.11 (0.26)
Major SO₂ industries				
Total observations (cases)	111 254 (25 320)	38 488 (8758)	30 887 (7033)	152 478 (34 707)
Mean exposure on case dates, tons/day (SD [‡])	0.19 (0.53)	1.27 (5.79)	2.12 (4.05)	0.96 (3.6)
Mean exposure on control dates, tons/day (SD [‡])	0.19 (0.53)	1.35 (6.52)	2.13 (4.05)	0.98 (3.91)
Major NO₂ industries				
Total observations (cases)	107 505 (24 467)	29 244 (6664)	34 897 (7 928)	150 873 (34 344)
Mean exposure on case dates, tons/day (SD [‡])	0.09 (0.21)	0.08 (0.24)	0.68 (1.37)	0.31 (0.78)
Mean exposure on control dates, tons/day (SD [‡])	0.09 (0.21)	0.08 (0.25)	0.69 (1.37)	0.31 (0.78)

Note: Standard Deviation (SD)

* Excluding cases missing control dates and observations not near a reporting major industry or missing meteorological data

[†] All major industries

[‡] SDs are calculated across years and industries for each industry type

Table III: Summary of death from all cardiovascular diseases* in elderly 65 years or older and daily concentrations of pollutants (PM_{2.5}, SO₂ and NO₂) using monitored ambient pollutant levels on case and control days from 2002 – 2010.

	Pulp mills	Smelters	Refinery	Total†
PM_{2.5} TEOM (µg/m³)				
Total observations (cases)	18 466 (4225)	5161 (1187)	9913 (2282)	28 379 (6 507)
Mean exposure on case dates (SD‡)	7.50 (5.62)	7.49 (6.52)	7.54 (6.21)	7.51 (5.83)
Mean exposure on control dates (SD‡)	7.58 (5.77)	7.42 (5.95)	7.51 (6.07)	7.56 (5.88)
Maximum exposure on case dates (SD‡)	17.18 (11.07)	17.55 (14.04)	17.53 (13.10)	17.30 (11.82)
Maximum exposure on control dates (SD‡)	17.43 (11.65)	17.19 (12.81)	17.32 (12.75)	17.39 (12.05)
PM_{2.5} TEOM + FDMS (µg/m³)				
Total observations (cases)	0 (0)	8378 (1918)	11 940 (2733)	11 940 (2733)
Mean exposure on case dates (SD‡)	NA	12.86 (10.05)	12.94 (10.24)	12.94 (10.24)
Mean exposure on control dates (SD‡)	NA	12.70 (9.81)	12.66 (9.79)	12.66 (9.79)
Exposure maximum on case dates (SD‡)	NA	25.42 (17.17)	25.48 (17.57)	25.48 (17.57)
Exposure maximum on control dates (SD‡)	NA	25.01 (17.03)	24.93 (17.02)	24.93 (17.02)
SO₂ (ppb)				
Total observations (cases)	73 259 (16 753)	13 694 (3135)	15 848 (3632)	90 697 (20 748)
Mean exposure on case dates (SD‡)	2.35 (2.51)	1.89 (2.82)	1.74 (1.83)	2.26 (2.55)

* Excluding cases missing control dates and observations not near a reporting major industry or missing meteorological data

† All major industries

‡ SDs are calculated across years and industries for each industry type

Mean exposure on control dates (SD [‡])	2.36 (2.55)	1.90 (2.56)	1.79 (1.93)	2.72 (2.53)
Exposure maximum on case dates (SD [‡])	6.81 (7.42)	8.04 (16.05)	6.18 (6.97)	6.93 (9.22)
Exposure maximum on control dates, tons/day (SD [‡])	6.82 (7.41)	7.80 (13.76)	6.30 (7.08)	6.91 (8.64)

NO₂ (ppb)

Total observations (cases)	31 544 (7252)	0 (0)	3511 (806)	35 055 (8058)
Mean exposure on case dates (SD [‡])	11.29 (7.44)	NA	13.53 (7.71)	11.52 (7.50)
Mean exposure on control dates (SD [‡])	11.35 (7.58)	NA	13.27 (7.65)	11.54 (7.60)
Exposure maximum on case dates (SD [‡])	23.82 (12.99)	NA	26.94 (12.45)	24.13 (12.97)
Exposure maximum on control dates (SD [‡])	23.79 (12.99)	NA	26.86 (12.6)	24.10 (12.98)

Note: Standard Deviation (SD)

Table IV: Odds Ratios and 95% confidence intervals for the association between daily industrial emissions exposure and deaths for cardiovascular diseases* in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry between 2002 and 2010.

Major industry type	PM _{2.5}		SO ₂		NO ₂	
	Total days (n cases)	OR [†] (95% CI)	Total days (n cases)	OR [‡] (95% CI)	Total days (n cases)	OR [‡] (95% CI)
Cardiovascular diseases						
Pulp mill [§]	14 514 (3307)	1.03 (0.97, 1.09)	111 254 (25 320)	1.02 (0.96, 1.07)	107 505 (24 467)	1.00 (0.97, 1.04)
Smelter [§]	16 403 (3722)	1.01 (0.99, 1.02)	38 488 (8758)	1.00 (0.99, 1.00)	29 244 (6664)	0.99 (0.94, 1.05)
Refinery [§]	30 813 (7016)	0.99 (0.95, 1.02)	30 887 (7033)	1.00 (0.99, 1.01)	34 807 (7928)	1.00 (0.99, 1.01)
Total**	59 949 (13 647)	1.01 (1.00, 1.03)	152 478 (34 707)	1.00 (0.99, 1.00)	150 873 (34 444)	1.00 (0.99, 1.01)
Myocardial infarction						
Pulp mill [§]	4221 (959)	1.00 (0.90, 1.12))	33 289 (7568)	0.99 (0.90, 1.10)	32 263 (7335)	0.98 (0.91, 1.05)
Smelter [§]	4625 (1048)	1.02 (0.99, 1.05)	11 660 (2653)	1.02 (1.00, 1.03)	8949 (2039)	1.02 (0.92, 1.13)
Refinery [§]	9761 (2217)	0.98 (0.92, 1.04)	9769 (2219)	0.99 (0.97, 1.02)	10 833 (2463)	1.00 (0.98, 1.01)
Total**	18 051 (4098)	1.01 (0.98, 1.04)	45 811 (10 412)	1.02 (1.00, 1.03)	45 224 (10 280)	0.98 (0.96, 1.00)

Note: Odds ratio (OR); Confidence intervals at 95% (95% CI)

* Including congestive heart failure, myocardial infarction, ischemic heart conditions, stroke and other cardiac/circulatory conditions

† ORs reported per increase of 0.15 tons/day exposure for PM_{2.5}

‡ ORs reported per increase of 1.50 tons/day exposure for SO₂ and NO₂

§ Controlling for emissions of the same pollutant from other industries

** Controlling for the emissions of the other pollutants from any industry near those major industrial emitters

Table V: Odds Ratios and 95% confidence intervals per interquartile range for the association between daily mean and maximum concentrations of pollutants using monitored ambient pollutant levels and deaths for cardiovascular diseases* in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry emitter of air pollutants between 2002 and 2010.

Sensor and major industry type	Total observations (n cases)	OR daily mean (95% CI)	OR daily maximum (95% CI)
Cardiovascular diseases			
PM_{2.5} TEOM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)[†]			
Pulp mill	18 466 (4225)	0.98 (0.95, 1.02)	0.98 (0.94, 1.01)
Smelter	5161 (1187)	1.00 (0.94, 1.06)	1.01 (0.96, 1.07)
Refinery	9913 (2282)	1.00 (0.95, 1.04)	1.00 (0.96, 1.05)
Any industry	28 379 (6507)	0.99 (0.96, 1.01)	0.99 (0.96, 1.01)
PM_{2.5} TEOM + FDMS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)[‡]			
Pulp mill	0 (0)	NA	NA
Smelter	8378 (1918)	1.01 (0.96, 1.06)	1.02 (0.95, 1.09)
Refinery	11 940 (2733)	1.02 (0.98, 1.06)	1.03 (0.98, 1.09)
Any industry	11 940 (2733)	1.02 (0.98, 1.06)	1.03 (0.98, 1.09)
SO₂ (ppb)[§]			
Pulp mill	73 259 (16 753)	0.99 (0.98, 1.01)	1.00 (0.98, 1.01)
Smelter	13 694 (3135)	1.00 (0.97, 1.03)	1.01 (0.99, 1.03)
Refinery	15 848 (3632)	0.96 (0.92, 1.01)	0.98 (0.94, 1.02)
Any industry	90 697 (20 748)	0.99 (0.98, 1.01)	1.00 (0.99, 1.01)
NO₂ (ppb)^{**}			
Pulp mill	31 544 (7252)	0.98 (0.94, 1.01)	0.99 (0.95, 1.04)

* Including congestive heart failure, myocardial infarction, ischemic heart conditions, stroke and other cardiac/circulatory conditions

[†] IQR used for mean concentration: 5.63 and IQR used for maximum concentration: 11.0

[‡] IQR used for mean concentration: 9.75 and IQR used for maximum concentration: 20.5

[§] IQR used for mean concentration: 2.13 and IQR used for maximum concentration: 7.00

^{**} IQR used for mean concentration: 7.87 and IQR used for maximum concentration: 17.0

Smelter	0 (0)	NA	NA
Refinery	3511 (806)	1.04 (0.94, 1.14)	0.99 (0.87, 1.12)
Any industry	35 055 (8058)	0.98 (0.95, 1.02)	0.99 (0.95, 1.04)
Myocardial infarction			
PM_{2.5} TEOM (µg/m³)[†]			
Pulp mill	4899 (1120)	1.00 (0.94, 1.07)	0.99 (0.93, 1.06)
Smelter	1708 (390)	0.97 (0.77, 1.24)	0.99 (0.80, 1.22)
Refinery	3025 (692)	1.03 (0.95, 1.12)	1.02 (0.95, 1.11)
Any industry	7924 (1812)	0.99 (0.92, 1.06)	0.99 (0.93, 1.05)
PM_{2.5} TEOM + FDMS (µg/m³)[‡]			
Pulp mill	0 (0)	NA	NA
Smelter	2678 (612)	1.03 (0.94, 1.13)	1.01 (0.90, 1.14)
Refinery	3917 (893)	1.03 (0.96, 1.11)	1.01 (0.92, 1.12)
Any industry	3917 (893)	1.03 (0.96, 1.11)	1.01 (0.92, 1.12)
SO₂ (ppb)[§]			
Pulp mill	21 855 (4990)	0.99 (0.96, 1.02)	0.99 (0.96, 1.02)
Smelter	4376 (1003)	0.96 (0.89, 1.03)	0.99 (0.95, 1.04)
Refinery	4981 (1144)	0.99 (0.91, 1.07)	1.00 (0.94, 1.07)
Any industry	27 182 (6212)	0.99 (0.96, 1.01)	0.99 (0.96, 1.02)
NO₂ (ppb)^{**}			
Pulp mill	8845 (2036)	0.97 (0.91, 1.04)	1.01 (0.93, 1.11)
Smelter	0 (0)	NA	NA
Refinery	888 (204)	1.10 (0.92, 1.31)	1.11 (0.88, 1.41)
Any industry	9733 (2240)	0.99 (0.93, 1.05)	1.03 (0.95, 1.11)

Note: Odds ratio (OR); Confidence intervals at 95% (95% CI); Interquartile range (IQR).

Supplemental materials: tables

Table S-I: Odds Ratios and 95% confidence intervals for the association between daily industrial emissions exposure* and deaths for cardiovascular diseases† in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry between 2002 and 2010.

Major industry type	PM_{2.5} Total days (n cases)	OR (95% CI)‡	SO₂ Total days (n cases)	OR (95% CI)§	NO₂ Total days (n cases)	OR (95% CI)§
Cardiovascular diseases						
Pulp mill**	13 228 (3028)	1.04 (0.97, 1.10)	100 154 (22 839)	1.03 (0.97, 1.08)	96 149 (21 989)	1.01 (0.98, 1.05)
Smelter	15 101 (3434)	1.01 (0.99, 1.02)	24 163 (5507)	1.00 (0.99, 1.00)	15 373 (3515)	0.99 (0.93, 1.05)
Refinery	14 289 (3265)	1.04 (0.97, 1.10)	14 363 (3282)	1.03 (0.97, 1.08)	16 457 (3759)	1.01 (0.97, 1.05)
Total††	40 917 (9342)	1.01 (1.00, 1.03)	122 635 (27 970)	1.00 (0.99, 1.00)	121 079 (27 618)	1.00 (0.99, 1.01)
Myocardial infarction						
Pulp mill	3848 (878)	1.01 (0.90, 1.14)	29 953 (6823)	1.00 (0.91, 1.11)	28 931 (6591)	0.99 (0.92, 1.06)
Smelter	4308 (980)	1.02 (0.90, 1.06)	7159 (1634)	1.02 (1.00, 1.03)	4572 (1048)	0.99 (0.89, 1.11)
Refinery	4368 (997)	0.98 (0.90, 1.07)	4376 (999)	0.99 (0.96, 1.02)	4946 (1129)	1.00 (0.97, 1.02)
Total	11 989 (2734)	1.01 (0.98, 1.04)	36 487 (8312)	1.02 (1.00, 1.03)	35 940 (8188)	0.98 (0.96, 1.00)

Note: Odds ratio (OR); Confidence intervals at 95% (95% CI);

* Controlling for meteorological data (temperature, humidity and wind speed)

† Including congestive heart failure, myocardial infarction, ischemic heart conditions, stroke and other cardiac/circulatory conditions

‡ ORs reported per increase of 0.15 tons/day exposure for PM_{2.5}

§ ORs reported per increase of 1.50 tons/day exposure for SO₂ and NO₂

** Controlling for emissions of the same pollutant from other industries

†† Controlling for the emissions of the other pollutants from any industry near those major industrial emitters

Table S-II: Odds Ratios and 95% confidence intervals per interquartile range for the association between daily mean and maximum concentrations of pollutants* using monitored ambient pollutant levels and deaths for cardiovascular diseases† in elderly older than 65 years living in Quebec within 7.5 km of a major industry emitter of air pollutants between 2002 and 2010.

Sensor and major industry type	Total observations (n cases)	OR daily mean (95% CI)	OR daily maximum (95% CI)
Cardiovascular diseases			
PM_{2.5} TEOM (µg/m³)‡			
Pulp mill	16 784 (3850)	0.99 (0.95, 1.03)	0.98 (0.94, 1.01)
Smelter	1148 (263)	1.09 (0.97, 1.22)	1.05 (0.94, 1.18)
Refinery	3902 (896)	1.00 (0.93, 1.07)	0.98 (0.92, 1.06)
Any industry	20 686 (4746)	0.99 (0.96, 1.03)	0.98 (0.95, 1.01)
PM_{2.5} TEOM + FDMS (µg/m³)§			
Pulp mill	0 (0)	NA	NA
Smelter	1023 (237)	1.00 (0.90, 1.11)	1.00 (0.86, 1.16)
Refinery	1418 (328)	1.00 (0.91, 1.09)	1.02 (0.90, 1.16)
Any industry	1418 (328)	1.00 (0.91, 1.09)	1.02 (0.90, 1.16)
SO₂ (ppb)**			
Pulp mill	64 395 (14 766)	0.99 (0.97, 1.01)	0.99 (0.98, 1.01)
Smelter	5195 (1192)	1.01 (0.97, 1.05)	1.01 (0.99, 1.03)
Refinery	7109 (1639)	0.94 (0.88, 1.01)	0.96 (0.90, 1.02)
Any industry	73 057 (16 755)	0.99 (0.98, 1.01)	1.00 (0.99, 1.01)

* Controlling for meteorological data (temperature, humidity and wind speed)

† Including congestive heart failure, myocardial infarction, ischemic heart conditions, stroke and other cardiac/circulatory conditions

‡ IQR used for mean concentration: 5.63 and IQR used for maximum concentration: 11.0

§ IQR used for mean concentration: 9.75 and IQR used for maximum concentration: 20.5

** IQR used for mean concentration: 2.13 and IQR used for maximum concentration: 7.00

NO₂ (ppb)*			
Pulp mill	28 754 (6633)	0.97 (0.92, 1.02)	1.00 (0.94, 1.05)
Smelter	0 (0)	NA	NA
Refinery	3309 (761)	0.97 (0.86, 1.09)	0.91 (0.78, 1.05)
Any industry	32 063 (7394)	0.97 (0.93, 1.02)	0.99 (0.94, 1.04)
Myocardial infarction			
PM_{2.5} TEOM (µg/m³)[‡]			
Pulp mill	4523 (1037)	0.99 (0.92, 1.08)	0.98 (0.91, 1.05)
Smelter	381 (87)	1.00 (0.90, 1.12)	1.01 (0.91, 1.12)
Refinery	1056 (241)	0.95 (0.82, 1.10)	1.00 (0.88, 1.15)
Any industry	5579 (1278)	1.01 (0.96, 1.07)	1.00 (0.96, 1.05)
PM_{2.5} TEOM + FDMS (µg/m³)[§]			
Pulp mill	0 (0)	NA	NA
Smelter	342 (80)	1.12 (0.95, 1.32)	1.11 (0.87, 1.42)
Refinery	494 (114)	1.07 (0.93, 1.24)	1.06 (0.86, 1.31)
Any industry	494 (114)	1.07 (0.93, 1.24)	1.06 (0.86, 1.31)
SO₂ (ppb)**			
Pulp mill	19 138 (4380)	0.98 (0.95, 1.02)	0.98 (0.95, 1.02)
Smelter	1568 (361)	0.94 (0.85, 1.03)	0.99 (0.94, 1.04)
Refinery	2100 (485)	0.98 (0.87, 1.10)	1.01 (0.91, 1.12)
Any industry	21 579 (4942)	0.98 (0.95, 1.01)	0.98 (0.95, 1.01)
NO₂ (ppb)*			
Pulp mill	8077 (1864)	0.96 (0.88, 1.05)	1.00 (0.90, 1.11)
Smelter	0 (0)	NA	NA
Refinery	839 (193)	1.11 (0.89, 1.34)	1.09 (0.83, 1.44)
Any industry	8916 (2057)	0.98 (0.90, 1.06)	1.01 (0.92, 1.12)

Note: Odds ratio (OR); Confidence intervals at 95% (95% CI); Interquartile range (IQR)

* IQR used for mean concentration: 7.87 and IQR used for maximum concentration: 17.0

Chapitre 5: Discussion

L'objectif général de ce travail était de documenter les inégalités sociales d'exposition aux émissions industrielles de polluants de l'air et les effets cardiovasculaires aigus de l'exposition journalière à ces émissions chez les populations résidant à proximité de ces sources. Nous nous étions fixés comme sous-objectifs : 1) d'estimer l'exposition des écoles québécoises aux émissions industrielles de polluants de l'air ($PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2) au Québec, Canada et de déterminer si le niveau de défavorisation des écoles québécoises est corrélé avec leur exposition aux émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 , et 2) d'estimer l'association entre les expositions communautaires journalières aux $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 d'origines industrielles (raffineries, fonderies et usines de pâte à papier) et les décès chez les personnes âgées québécoises de plus de 65 ans, résidant à proximité de ces industries.

5.1 Retour sur les principaux résultats

5.1.1 Inégalités d'exposition des écoles publiques québécoises aux polluants de l'air industriels

Nos données étayent l'hypothèse de l'influence du statut socioéconomique sur l'exposition aux polluants industriels au Québec. Nos analyses portent sur les enfants de 2189 écoles publiques québécoises desquelles, 63,2% sont exposées à, au moins, une industrie émettrice de $PM_{2,5}$, SO_2 , ou NO_2 dans un rayon de 7,5 km. De ces écoles, 37,8% sont classifiées « défavorisées » d'après les indices SFR et IMSE, alors que 47,7% et 39,9% le sont d'après les indices matériel et social de Pampalon, respectivement. De faibles associations positives sont trouvées entre les émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 , et de NO_2 dans un rayon de 2,5 km, 5 et 7,5 km autour des écoles et la défavorisation des écoles, selon les indices SFR et Pampalon social. Cependant, ces relations ne sont pas retrouvées dans les rayons de 5 et 7,5 km en utilisant les indices IMSE et Pampalon matériel.

En fait, un aspect novateur de notre étude est que nos résultats suggèrent que le choix de l'indice de défavorisation utilisé influence fortement les tendances des relations entre les inégalités sociales et l'exposition aux émissions de polluants industriels.

De manière générale, ces résultats sont en accord avec ceux de la littérature qui suggèrent des associations entre les émissions industrielles et la défavorisation sociale chez les enfants (43, 47). Les études de Perlin et collaborateurs (2001) et Chakraborty et Zandbergen (2007) ont rapporté que l'exposition des populations augmente avec la proximité aux industries ou aux sites industriels. Les résultats de la littérature rapportent aussi des associations entre le niveau de défavorisation des enfants et l'exposition à des concentrations moyennes aux $PM_{2,5}$ (48, 49, 51, 105-107), au NO_2 (17, 45, 50, 107-112) et au SO_2 (108, 111) dans l'air ambiant. Cependant, l'étude des associations avec le SO_2 , qui est un polluant majeur des émissions industrielles au Québec (20), est peu présente dans la littérature actuelle et devrait donc être plus étudiée dans de futurs travaux.

D'autre part, les associations entre les quatre indices de défavorisation utilisées ont aussi été calculées ; de faibles corrélations positives sont trouvées entre 1) l'indice SFR et les indices de défavorisation de Pampalon social et l'IMSE, et 2) l'indice IMSE et les indices de Pampalon. Il n'y a pas de corrélations entre l'indice SFR et l'indicateur matériel de Pampalon ni entre les indicateurs de Pampalon. Ces faibles associations peuvent être en partie expliquées par le fait que ces indicateurs ne s'appuient pas sur les mêmes variables pour mesurer le statut socioéconomique des individus. Les indices de Pampalon ne sont pas corrélés car ils ont été construits pour refléter différents portraits de la défavorisation au Québec, soit un aspect matériel et un aspect social (103).

Chan et collaborateurs (2015) ont développé un nouvel indice de statut socioéconomique canadien en utilisant une analyse en composantes principales. Les trois composantes principales retenues pour cet indice étaient : 1) les avantages sociaux et la possession de biens matériels, 2) des variables en lien avec les avantages économiques, et 3) des variables indicatives du « bien-être » soit en lien avec l'identité culturelle et les désavantages sociaux (42). Par la suite, cet indice a été validé en analysant sa relation avec les naissances prématurées, les naissances de faible poids et les concentrations de $PM_{2,5}$ (42). La création de cet indice suggère que les inégalités sociales d'exposition ne peuvent être captées complètement en utilisant uniquement certains critères individuellement (tel que le revenu, l'état matrimonial ou l'ethnicité par exemple). Une autre hypothèse est que ces critères

agissent – en partie – de manière synergique, ce qui pourrait expliquer la non-corrélation de certains indices avec les expositions des élèves. Il aurait été intéressant d'utiliser cet indice pour nos analyses et de comparer les corrélations avec les quatre indices utilisés mais les données nécessaires n'étaient pas disponibles au moment de notre étude.

5.1.2 Décès pour maladies cardiovasculaires et exposition aux polluants de l'air industriel

Nos analyses ont porté sur plus de 42 000 décès pour maladies cardiovasculaires entre 2002 et 2010. Les décès ont été récoltés autour de 24, 47 et 44 industries majeures émettrices de $PM_{2,5}$, SO_2 , et de NO_2 , respectivement. De plus, nous avons inclus dans nos modèles, les émissions de 289, 104, et 161 autres industries émettrices de $PM_{2,5}$, SO_2 , et NO_2 , respectivement. En combinant les résultats des deux méthodes d'estimation de l'exposition (concentrations aux stations de mesures et estimées d'exposition basées sur les émissions), nous n'avons pas trouvé d'évidences concluantes d'associations entre les expositions journalières aux $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 associées aux émissions des industries et les décès pour maladies cardiovasculaires. Ces résultats sont surprenants et probablement associés aux limites de notre étude.

En effet nos résultats divergent avec la littérature actuelle selon laquelle, il existe un lien entre l'exposition journalière aux niveaux régionaux de $PM_{2,5}$ et de NO_2 et les décès (58, 59) pour MCV ainsi que les décès pour IM (57, 60) et l'exposition à court terme au NO_2 et les décès pour MCV (61, 113). Très peu d'études ont porté sur le lien spécifique entre l'exposition journalière aux $PM_{2,5}$ émises par les industries et des effets cardiovasculaires. Quelques-unes ont trouvé des associations faibles mais positives entre l'exposition quotidienne à certains composants des $PM_{2,5}$ caractéristiques des émissions industrielles et la mortalité et les hospitalisations pour MCV. En utilisant des méthodes de répartition des sources, les mélanges de $PM_{2,5}$ provenaient de la combustion de charbon et des huiles résiduelles (114) ainsi que d'autres types de combustion industrielle (115). Cependant, d'autres études n'ont pas noté d'associations avec les mélanges de $PM_{2,5}$ émis par les industries (116, 117). Étant donné les divergences de résultats, d'autres études sont nécessaires afin de pouvoir statuer sur l'existence de ces associations. Ainsi, nos résultats nécessitent d'être interprétés avec

précaution en attendant que leur concordance soit évaluée et comparée à l'aide de résultats d'autres études utilisant de meilleures estimations d'exposition aux émissions de polluants industriels.

5.2 Forces et limites des études

5.2.1 Estimation de la défavorisation des enfants et de leur école

La défavorisation sociale des individus peut être estimée à l'aide de plusieurs critères utilisés soit de manière individuelle ou en combinaison (Chapitre 2 – Section 2.2). Dans cette étude, nous avons utilisé quatre indices - représentant la défavorisation sociale - construits à partir de combinaisons de critères mesurés à une échelle écologique. De par le fait que ces critères n'ont pas été estimés sur une base individuelle, il existe un biais important. En effet, les indices de Pampalon réunissent des informations au niveau de l'aire de dissémination : ces unités géographiques, bien que les plus petites pour lesquelles des données socioéconomiques sont disponibles au Canada, ne sont pas délimitées en fonction des tendances socioéconomiques des populations. Par contre, les unités de peuplement - sur lesquelles repose l'estimation des indices SFR et IMSE - sont délimitées par les commissions scolaires dans l'optique de refléter les tendances socioéconomiques des familles des enfants scolarisés. On pourrait donc supposer qu'elles sont plus représentatives des élèves de l'école; elles demeurent malgré tout écologiques et soumises à des biais. Un autre facteur à prendre en compte est que les données des indices de 2013 ont été calculées à partir du recensement de la population de 2006. Ceci peut biaiser la représentativité et l'exactitude des résultats.

Ainsi, afin d'améliorer l'estimation de la défavorisation des enfants, il semble important de maximiser l'utilisation de données individuelles et de collecter des données quantifiant différentes composantes (p. ex culturelle, sociale, matérielle et économique) de la défavorisation. En effet, l'inclusion de données individuelles engendre généralement l'utilisation d'analyses statistiques avec une plus grande puissance explicative, ce qui pourrait révéler des explications alternatives aux observations trouvées avec les études écologiques.

Cependant, les enquêtes écologiques ou utilisant des données écologiques sont importantes dans le cadre où 1) elles peuvent faire office d'études pilotes investiguant de nouvelles hypothèses de recherche, 2) elles permettent d'étudier les « effets de quartier », 3) les données individuelles ne sont pas toujours disponibles, car la collecte est trop coûteuse, longue ou non réalisable au niveau populationnel. Ainsi, notre recherche nécessite d'être considérée comme une avancée des connaissances dans le domaine et les résultats devraient motiver de futurs travaux de recherche sur le sujet.

5.2.2 Estimation de l'exposition des individus et des associations

Les deux méthodes d'estimation de l'exposition (basée sur les émissions et concentrations à la station de mesures la plus proche) comportent d'importants biais.

Tout d'abord, il est nécessaire de souligner les biais associés à la base de données sur les émissions utilisée pour estimer les expositions. En effet, les émissions industrielles sont rapportées par les industries comptant plus de 20 000 employés, ainsi que certaines industries à statut spécial. Les autres industries peuvent décider de rapporter leurs émissions annuelles de manière volontaire (34). De plus, les émissions rapportées annuellement sont normalement calculées sur la base d'estimations mathématiques et non sur des concentrations aux stations de mesures qui permettraient d'être plus représentatives des émissions de chaque industrie. Il existe donc un manque d'information important sur les émissions des « petites industries » et les quantités émises quotidiennement.

De plus, les estimations d'exposition basées sur les émissions ne représentent pas les réelles concentrations auxquelles sont exposées les populations. En effet, une étude par Brand et collaborateurs (2016) rapportent de très faibles corrélations entre nos estimations d'exposition basées sur les émissions rapportées par le NPRI et les concentrations de polluants mesurées au Québec (31). Comme mentionné dans le Chapitre 2 - Section 2.1.2, une fois émis dans l'air, les polluants sont soumis à de multiples facteurs, entre autres météorologiques et topographiques. L'étude sur l'exposition des enfants à l'école et nos analyses sur les effets de l'exposition des personnes âgées aux émissions industrielles n'ont pas pris en compte ces facteurs dans l'estimation de l'exposition. Une vaste incertitude est toujours présente quant à

la réelle exposition des individus de ces deux études. Bien que ceci soit peu réaliste dans ce type d'études, une estimation pointue de l'exposition des individus prendrait aussi en compte le taux d'inhalation– influencé par leurs caractéristiques physiologiques – qui influencent les concentrations réellement assimilées (118, 119).

Dans notre première étude sur l'exposition des enfants à l'école, nos données comportaient un grand nombre de valeurs nulles. Ceci est dû aux limites de la base de données utilisée et aux limites des estimés d'exposition utilisés - mentionnées aux paragraphes ci-dessus. Afin de pouvoir analyser nos données, les valeurs nulles ont été transformées en valeurs 10^{-5} et les associations trouvées comportent donc des erreurs liées à cette limite. Cependant, comme vérifié et mentionné dans le premier article, l'utilisation d'autres valeurs ne modifiait pas la direction des associations.

Par contre, il faut noter que même si l'utilisation des émissions industrielles est grossière, elle reste une méthode comportant des avantages. En fait, l'utilisation des émissions industrielles peut être très avantageuse lorsque combinée avec un modèle mathématique de dispersion des polluants (28). En effet, ce modèle permet de raffiner considérablement l'échelle de précision de l'exposition. De plus, il est possible que l'estimation de l'exposition aux émissions industrielles avec un modèle de dispersion représente un *proxy* intéressant de l'exposition aux polluants industriels lorsque les populations résident à proximité des industries. Les stations de mesure de polluants sont insuffisantes et mal localisées pour représenter l'exposition des populations à proximité d'industries et seraient plus utiles pour représenter l'exposition aux polluants de sources régionales (31).

En effet, il existe de nombreux biais faussant l'estimation de l'exposition lorsqu'elle est estimée à l'aide des concentrations aux stations de mesures. Parmi ceux-ci, on peut citer les erreurs de mesures aux stations, ainsi que les nombreuses hypothèses sur lesquelles repose l'attribution d'une concentration mesurée à une station à une certaine population (1-3, 28). Par exemple, un large biais dans l'exposition peut être introduit lorsque les concentrations mesurées aux stations sont attribuées à des populations dont le lieu d'exposition d'intérêt (ex. résidence, école) est éloigné de la station ou non exposé aux polluants mesurés à la station en

raison de la direction des vents à un certain moment (31). Dans ces cas, l'exposition à la station n'est pas représentative de celle au lieu d'intérêt. De plus, les données de concentrations (aux stations) sont généralement plus disponibles dans les grands centres urbains que dans les milieux ruraux. L'estimation est donc généralement plus fine en milieu urbain (31).

Les différents biais associés à l'estimation de l'exposition aux émissions industrielles de $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 peuvent permettre d'expliquer l'absence d'associations entre l'exposition des personnes âgées aux polluants industriels et la mortalité pour MCVs, dans notre seconde étude. En effet, les estimés d'exposition utilisés tant ceux basés sur les émissions que ceux basés sur les stations de mesures comporteraient de larges erreurs.

Un dernier point à prendre en compte lors de l'interprétation des résultats des deux études est que les $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 sont des polluants de l'air qui covarient ensemble. Ainsi, leurs effets individuels sont difficiles à discerner et l'exposition à ces polluants pourrait aussi augmenter le risque de manière synergique (1-3).

5.2.3 Données novatrices

Une force des études est qu'elles utilisent de larges populations avec plus de 2000 écoles analysées, d'une part, et plus de 42 000 décès chez les 65 ans et plus. Deuxièmement, les inégalités sociales d'exposition des enfants à l'école et aux polluants industriels sont des problématiques qui ont été très peu étudiées. À notre connaissance, cette étude représente la première recherche sur les inégalités sociales d'exposition des enfants aux émissions de polluants de l'air industriels à l'école. Ce travail peut donc être considéré comme une étude pilote puisqu'il apporte le premier bagage de connaissances sur cette problématique et incite, par ses résultats, la conduite d'études plus approfondies, notamment en améliorant l'estimation de l'exposition aux émissions de polluants industriels. D'autre part, il existe peu d'études sur les associations entre les décès pour maladies cardiovasculaires et l'exposition aux $PM_{2.5}$ ou à des mélanges de polluants à proximité de sources industrielles. Cette étude représente donc une avancée des connaissances sur cette problématique et soulève des

interrogations supplémentaires quant aux potentielles associations spécifiques entre les effets cardiovasculaires et les mélanges de polluants majoritairement d'origine industrielle.

Pour résumer, les deux études de ce mémoire comportent de nombreuses limites associées à l'estimation de l'exposition des enfants à l'école et des personnes âgées à leur résidence principale et à l'estimation de la défavorisation des écoles, mais permettent d'étayer des hypothèses novatrices au sujet des inégalités d'exposition aux polluants de l'air industriels et des mortalités pour maladies cardiovasculaires et infarctus du myocarde en lien avec l'exposition à court terme aux polluants de l'air industriels. Similairement, nos résultats suggèrent que le choix des indices de défavorisation à utiliser pour estimer les associations avec l'exposition aux émissions de l'air industrielles devrait être fait avec précaution et les résultats interprétés en conséquence puisque les corrélations diffèrent d'un indice à l'autre.

5.2.4 Perspectives d'études futures

Pour palier aux multiples limites exposées ci-dessus, de futures études devraient utiliser de meilleures approximations de la défavorisation et de l'exposition des enfants et des personnes âgées aux émissions industrielles de $PM_{2,5}$, SO_2 et NO_2 .

En ce qui concerne l'estimation de la défavorisation des enfants, l'utilisation de mesures individuelles basées sur les critères de Chan et collaborateurs (2015) serait une approximation plus adéquate. Une alternative qui ne repose pas sur des données individuelles - et donc qui est plus facilement accessible - reste d'utiliser des mesures écologiques de la défavorisation à l'aide de ces mêmes critères.

Par ailleurs, l'estimation de l'exposition des enfants à l'école aux émissions industrielles pourrait être basée sur des mesures de moniteurs personnels de polluants. Ces mesures pourraient être répétées plusieurs fois au cours de l'année scolaire afin de prendre en compte les variations dans les niveaux de pollution.

D'autre part, les avancées récentes de la recherche suggèrent qu'une des méthodes d'estimation de l'exposition aux polluants de l'air comportant le moins d'erreur d'estimation

est le couplage de données au sol (« *ground-based* ») et de données provenant d'images satellitaires (121). Les données de concentrations calculées à partir des modèles mathématiques de dispersion des polluants pourraient être couplées avec des données de concentrations de polluants estimées grâce aux images satellitaires. Cette méthode comporte plusieurs avantages puisqu'elle permettrait : 1) d'estimer la part des concentrations de $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 attribuable aux émissions industrielles, 2) de raffiner l'échelle d'estimation de l'exposition à certains endroits stratégiques et 3) de comparer la part du risque attribuable aux polluants des émissions industrielles seulement et des polluants régionaux ou d'autres sources d'émission (trafic routier, chauffage au bois, par exemple).

Chapitre 6 : Conclusion

En conclusion, il semble que les enfants provenant de foyers défavorisés et scolarisés dans des écoles publiques québécoises soient plus exposés aux $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 provenant de sources industrielles que les enfants vivant dans des foyers moins défavorisés. Ces résultats sont soutenus par deux des quatre indices de défavorisation utilisés ce qui reflète l'importance du choix des indices lorsque ces relations sont étudiées. Chez les personnes âgées résidant près d'une ou plusieurs industries, l'exposition journalière aux émissions industrielles et aux niveaux de $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_2 au Québec et le risque de décéder de maladies cardiovasculaires ou d'un infarctus du myocarde n'étaient pas reliés, probablement en lien avec les limites de notre étude. Cependant, les hypothèses étayées par nos deux études sont particulièrement importantes au point de vue de la santé publique puisqu'elles concernent un type d'exposition environnementale peu étudiée dans la littérature ainsi que des populations exposées vulnérables. Lors de futures études, il sera important d'utiliser des estimés d'exposition et de défavorisation plus précis et adéquats.

Références bibliographiques

1. U.S. EPA. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (2016 Final Report): U.S. Environmental Protection Agency Washington DC; 2016. Report No.: EPA/600/R-15/068.
2. U.S. EPA. Final Report: Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides – Health Criteria.: U.S. Environmental Protection Agency Washington DC; 2008. Report No.: EPA/600/R-08/047F.
3. U.S. EPA. Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. : U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; 2009. Report No.: EPA/600/R-08/139F.
4. Seinfeld JH, Pandis SN. Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. 2nd ed. New York (US): John Wiley & Sons; 2006.
5. U.S. E.P.A. Final Report: Integrated Science Assessment of Ozone and Related Photochemical Oxidants. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency 2013 Contract No.: EPA/600/R-10/076F.
6. Ito K, Xue N, Thurston G. Spatial variation of PM_{2.5} chemical species and source-apportioned mass concentrations in New York City. *Atmospheric Environment* 2004; 38:5269–82.
7. Lim SS, Vos T, Flaxman AD, Danaei G, Shibuya K, Adair-Rohani H, et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet* 2012; 380:2224-60.
8. Buteau S, Goldberg MS. A structured review of panel studies used to investigate associations between ambient air pollution and heart rate variability. *Environmental Research* 2016; 148:207-47.
9. Li S, Williams G, Jalaludin B, Baker P. Panel Studies of Air Pollution on Children's Lung Function and Respiratory Symptoms: A Literature Review. *Journal of Asthma* 2012; 49:895-910.
10. Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environmental Health* 2013; 12:43.
11. Tetreault LF, Doucet M, Gamache P, Fournier M, Brand A, Kosatsky T, et al. Childhood Exposure to Ambient Air Pollutants and the Onset of Asthma: An

Administrative Cohort Study in Quebec. *Environmental Health Perspectives* 2016; 124:1276-82.

12. Annesi-Maesano I, Moreau D, Caillaud D, Lavaud F, Le Moullec Y, Taytard A, et al. Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children. *Respiratory Medicine* 2007; 101:1721-9.

13. Brauer M, Hoek G, Smit HA, de Jongste JC, Gerritsen J, Postma DS, et al. Air pollution and development of asthma, allergy and infections in a birth cohort. *European Respiratory Journal* 2007; 29:879-88.

14. Mar TF, Ito K, Koenig JQ, Larson TV, Eatough DJ, Henry RC, et al. PM source apportionment and health effects. 3. Investigation of inter-method variations in associations between estimated source contributions of PM_{2.5} and daily mortality in Phoenix, AZ. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2006; 16:311-20.

15. World Health Organization (WHO). *Health Aspects of Air Pollution: Results from the WHO Project "Systematic Review of Aspects of air Pollution in Europe"*. Copenhagen, 2004.

16. Cesaroni G, Badaloni C, Romano V, Donato E, Perucci C, Forastiere F. Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). *Environmental Health* 2010; 9:41.

17. Chaix B, Gustafsson S, Jerrett M, Kristersson H, Lithman T, Boalt Å, et al. Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2006; 60:234-41.

18. Green RS, Smorodinsky S, Kim JJ, McLaughlin R, Ostro B. Proximity of California public schools to busy roads. *Environmental Health Perspectives* 2004; 112:61-6.

19. Environment and Climate Change Canada. *Air Pollutant Emission Inventory Report 1990-2014*. 2016. (Consulté en octobre 2016) Disponible à: <http://www.ec.gc.ca/pollution/default.asp?lang=En&n=E96450C4-1>.

20. Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). *Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques au Québec en 2008 et évolution depuis 1990*. Bibliothèques et Archives nationales du Québec; 2011. (Consulté en septembre 2016) Disponible à: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/inventaire/>.

21. Liang CS, Duan FK, He KB, Ma YL. Review on recent progress in observations, source identifications and countermeasures of PM_{2.5}. *Environment International* 2016; 86:150-70.

22. Jacob DJ. Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone. *Atmospheric Environment* 2000; 34:2131-59.
23. Zhou Y, Levy JI. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. *BMC Public Health* 2007; 7:89-100.
24. Zhang J, Zhang L-y, Du M, Zhang W, Huang X, Zhang Y-q, et al. Identifying the major air pollutants base on factor and cluster analysis, a case study in 74 Chinese cities. *Atmospheric Environment* 2016; 144:37-46.
25. Health Effects Institute (HEI). Special Report 17: Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects. HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution 2010.
26. Contini D, Cesari D, Donato A, Chirizzi D, Belosi F. Characterization of PM10 and PM2.5 and their metals content in different typologies of sites in south-eastern Italy. *Atmosphere* 2014; 5:435-53.
27. Kundu S, Stone EA. Composition and sources of fine particulate matter across urban and rural sites in the Midwestern United States. *Environmental Science: Processes & Impacts* 2014; 16:1360-70.
28. Brauer M. How much, how long, what, and where: air pollution exposure assessment for epidemiologic studies of respiratory disease. *Proceedings of the American Thoracic Society* 2010; 7:111-5.
29. Bhaskaran K, Hajat S, Armstrong B, Haines A, Herrett E, Wilkinson P, et al. The effects of hourly differences in air pollution on the risk of myocardial infarction: case crossover analysis of the MINAP database. *British Medical Journal* 2011; 343.
30. Stieb DM, Szyszkowicz M, Rowe BH, Leech JA. Air pollution and emergency department visits for cardiac and respiratory conditions: a multi-city time-series analysis. *Environmental Health* 2009; 8:25.
31. Brand A, McLean KE, Henderson SB, Fournier M, Liu L, Kosatsky T, et al. Respiratory hospital admissions in young children living near metal smelters, pulp mills and oil refineries in two Canadian provinces. *Environment International* 2016; 94:24-32.
32. Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC). Le programme de surveillance de la qualité de l'air 2016. (Consulté en octobre 2016) Disponible à:
http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/programme_surveillance/index.asp.

33. Environment Canada. National Air Pollution Surveillance Program (NAPS). 2011. (Consulté en août 2016) Disponible à:
<http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnspa-naps/data.aspx?lang=en>.
34. Environment Canada. National Pollutant Release Inventory (NPRI). 2013. (Consulté en octobre 2016) Disponible à:
<http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=en&n=0EC58C98->.
35. Zou B, Wilson JG, Zhan FB, Zeng Y. Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *Journal of Environmental Monitoring* 2009; 11:475-90.
36. American Academy of Pediatrics. Ambient Air Pollution: Health Hazards to Children. *Pediatrics* 2004; 114:1699-707.
37. Salvi S. Health effects of ambient air pollution in children. *Paediatric Respiratory Reviews* 2007; 8:275-80.
38. Office of Environmental Health Hazard Assessment, American Lung Association of California. Air Pollution and Children's Health. 2003. (Consulté en septembre 2015) Disponible à: http://oehha.ca.gov/public_info/facts/airkids.html.
39. Bateson TF, Schwartz J. Children's response to air pollutants. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 2008; 71:238-43.
40. Goldberg MS, Burnett RT, Stieb DM, Brophy JM, Daskalopoulou SS, Valois MF, et al. Associations between ambient air pollution and daily mortality among elderly persons in Montreal, Quebec. *Science of the Total Environment* 2013; 463-464:931-42.
41. Simoni M, Baldacci S, Maio S, Cerrai S, Sarno G, Viegi G. Adverse effects of outdoor pollution in the elderly. *Journal of Thoracic Disease* 2015; 7:34-45.
42. Chan E, Serrano J, Chen L, Stieb DM, Jerrett M, Osornio-Vargas A. Development of a Canadian socioeconomic status index for the study of health outcomes related to environmental pollution. *BMC Public Health* 2015; 15:1-8.
43. Chakraborty J, Zandbergen PA. Children at risk: measuring racial/ethnic disparities in potential exposure to air pollution at school and home. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2007; 61:1074-9.
44. Gunier RB, Hertz A, von Behren J, Reynolds P. Traffic density in California: Socioeconomic and ethnic differences among potentially exposed children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2003; 13:240-6.

45. Stuart AL, Zeager M. An inequality study of ambient nitrogen dioxide and traffic levels near elementary schools in the Tampa area. *Journal of Environmental Management* 2011; 92:1923-30.
46. Jephcote C, Chen H. Environmental injustices of children's exposure to air pollution from road-transport within the model British multicultural city of Leicester: 2000–09. *Science of the Total Environment* 2012; 414:140-51.
47. Perlin SA, Wong D, Sexton K. Residential proximity to industrial sources of air pollution: interrelationships among race, poverty, and age. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2001; 51:406-21.
48. Arku R, E., Dionisio KL, Hughes AF, Vallarino J, Spengler JD, Castro MC, et al. Personal particulate matter exposures and locations of students in four neighborhoods in Accra, Ghana. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2015; 25:557-66.
49. Bell ML, Ebisu K. Environmental inequality in exposures to airborne particulate matter components in the United States. *Environmental Health Perspectives* 2012; 120:1699-704.
50. Clark LP, Millet DB, Marshall JD. National patterns in environmental injustice and inequality: Outdoor NO₂ air pollution in the United States. *PLoS ONE* 2014; 9:e94431.
51. Miranda ML, Edwards SE, Keating MH, Paul CJ. Making the Environmental Justice Grade: The Relative Burden of Air Pollution Exposure in the United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2011; 8:1755-71.
52. Directeur de Santé Publique (DSP) de Montréal. Activité physique en milieu scolaire. 2011. (Consulté en septembre 2015) Disponible à: http://www.dsp.santemontreal.qc.ca/dossiers_thematiques/jeunes/thematiques/activite_phy_sique_en_milieu_scolaire/strategies/maximiser_le_potentiel_des_recreations.html.
53. Gouvernement du Québec. Régime pédagogique de l'éducation préscolaire, de l'enseignement primaire et de l'enseignement secondaire : Loi sur l'instruction publique. 2015.
54. Public health Agency of Canada. Six Types of Cardiovascular Disease. 2010. (Consulté en septembre 2016) Disponible à: <http://www.phac-aspc.gc.ca/cd-mc/cvd-mcv/mcv-cvd-fra.php>.
55. World Health Organization (WHO). Cardiovascular diseases (CVDs). 2016. (Consulté en octobre 2016) Disponible à: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs317/en/>.

56. Statistics Canada. Table 102-0561 - Leading causes of death, total population, by age group and sex, Canada, annual. CANSIM (database) 2016. (Consulté en octobre 2016) Disponible à:
<http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?lang=eng&retrLang=eng&id=1020561&paSer=&pattren=&stByVal=1&p1=1&p2=49&tabMode=dataTable&csid=>
57. Dai L, Zanobetti A, Koutrakis P, Schwartz JD. Associations of fine particulate matter species with mortality in the United States: a multicity time-series analysis. *Environmental Health Perspectives* 2014; 122:837-42.
58. Franklin M, Zeka A, Schwartz J. Association between PM_{2.5} and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2007; 17:279-87.
59. Ostro B, Tobias A, Querol X, Alastuey A, Amato F, Pey J, et al. The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environmental Health Perspectives* 2011; 119:1781-7.
60. Cai X, Li Z, Scott EM, Li X, Tang M. Short-term effects of atmospheric particulate matter on myocardial infarction: a cumulative meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 2016; 23:6139-48.
61. Bellini P, Baccini M, Biggeri A, Terracini B. The meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution (MISA): old and new issues on the interpretation of the statistical evidences. *Environmetrics* 2007; 18:219-29.
62. Hoek G, Brunekreef B, Fischer P, Van Wijnen J. The Association between Air Pollution and Heart Failure, Arrhythmia, Embolism, Thrombosis, and Other Cardiovascular Causes of Death in a Time Series Study. *Epidemiology* 2001; 12:355-7.
63. Burnett RT, Smith-doiron M, Stieb D, Cakmak S, Brook JR. Effects of Particulate and Gaseous Air Pollution on Cardiorespiratory Hospitalizations. *Archives of Environmental Health: An International Journal* 1999; 54:130-9.
64. Barnett AG, Williams GM, Schwartz J, Best TL, Neller AH, Petroeschevsky AL, et al. The Effects of Air Pollution on Hospitalizations for Cardiovascular Disease in Elderly People in Australian and New Zealand Cities. *Environmental Health Perspectives* 2006; 114:1018-23.
65. Shah AS, Langrish JP, Nair H, McAllister DA, Hunter AL, Donaldson K, et al. Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet* 2013; 382:1039-48.
66. Sarnat JA, Marmur A, Klein M, Kim E, Russell AG, Sarnat SE, et al. Fine Particle Sources and Cardiorespiratory Morbidity: An Application of Chemical Mass Balance and

Factor Analytical Source-Appportionment Methods. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116:459-66.

67. Bell ML, Ebisu K, Leaderer BP, Gent JF, Lee HJ, Koutrakis P, et al. Associations of PM(2.5) Constituents and Sources with Hospital Admissions: Analysis of Four Counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for Persons \geq 65 Years of Age. *Environmental Health Perspectives* 2014; 122:138-44.

68. Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, et al. Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environmental Health Perspectives* 2006; 114:655-60.

69. Nuvolone D, Balzi D, Chini M, Scala D, Giovannini F, Barchielli A. Short-term association between ambient air pollution and risk of hospitalization for acute myocardial infarction: results of the cardiovascular risk and air pollution in Tuscany (RISCAT) study. *American Journal of Epidemiology* 2011; 174:63-71.

70. Yang CY. Air pollution and hospital admissions for congestive heart failure in a subtropical city: Taipei, Taiwan. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 2008; 71:1085-90.

71. Wellenius GA, Burger MR, Coull BA, Schwartz J, Suh HH, Koutrakis P, et al. Ambient air pollution and the risk of acute ischemic stroke. *Archives of internal medicine* 2012; 172:229-34.

72. Turin TC, Kita Y, Rumana N, Nakamura Y, Ueda K, Takashima N, et al. Short-term exposure to air pollution and incidence of stroke and acute myocardial infarction in a Japanese population. *Neuroepidemiology* 2012; 38:84-92.

73. Szyszkowicz M. Air pollution and ED visits for chest pain. *American Journal of Emergency Medicine* 2009; 27:165-8.

74. Ballester F, Rodriguez P, Iniguez C, Saez M, Daponte A, Galan I, et al. Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2006; 60:328-36.

75. Burnett RT, Cakmak S, Brook JR, Krewski D. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. *Environmental Health Perspectives* 1997; 105:614-20.

76. Villeneuve PJ, Chen L, Stieb D, Rowe BH. Associations between outdoor air pollution and emergency department visits for stroke in Edmonton, Canada. *European Journal of Epidemiology* 2006; 21:689-700.

77. Wellenius GA, Schwartz J, Mittleman MA. Air pollution and hospital admissions for ischemic and hemorrhagic stroke among medicare beneficiaries. *Stroke* 2005; 36:2549-53.
78. Metzger KB, Tolbert PE, Klein M, Peel JL, Flanders WD, Todd K, et al. Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits. *Epidemiology* 2004; 15:46-56.
79. Peel JL, Metzger KB, Klein M, Flanders WD, Mulholland JA, Tolbert PE. Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits in potentially sensitive groups. *American Journal of Epidemiology* 2007; 165:625-33.
80. Chuang KJ, Chan CC, Chen NT, Su TC, Lin LY. Effects of particle size fractions on reducing heart rate variability in cardiac and hypertensive patients. *Environmental Health Perspectives* 2005; 113:1693-7.
81. Ebelst ST, Wilson WE, Brauer M. Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: a comparison of health effects. *Epidemiology* 2005; 16:396-405.
82. Ibald-Mulli A, Timonen KL, Peters A, Heinrich J, Wolke G, Lanki T, et al. Effects of particulate air pollution on blood pressure and heart rate in subjects with cardiovascular disease: a multicenter approach. *Environmental Health Perspectives* 2004; 112:369-77.
83. Pope CA, 3rd, Hansen ML, Long RW, Nielsen KR, Eatough NL, Wilson WE, et al. Ambient particulate air pollution, heart rate variability, and blood markers of inflammation in a panel of elderly subjects. *Environmental Health Perspectives* 2004; 112:339-45.
84. Siponen T, Yli-Tuomi T, Aurela M, Dufva H, Hillamo R, Hirvonen MR, et al. Source-specific fine particulate air pollution and systemic inflammation in ischaemic heart disease patients. *Occupational and Environmental Medicine* 2015; 72:277-83.
85. Public health Agency of Canada. Hypertension. 2013. (Consulté en septembre 2016) Disponible à: <http://www.phac-aspc.gc.ca/cd-mc/cvd-mcv/hypertension-eng.php>.
86. National Heart Lung and Blood Institute (NHLBI). Description of High Blood Pressure. 2015. (Consulté en novembre 2016) Disponible à: <https://www.nhlbi.nih.gov/health/health-topics/topics/hbp>.
87. American Heart Association (AHA). About Arrhythmia 2014. (Consulté en octobre 2016) Disponible à: http://www.heart.org/HEARTORG/Conditions/Arrhythmia/AboutArrhythmia/About-Arrhythmia_UCM_002010_Article.jsp -.V_aV9ZPhBSw.
88. Jansen KL, Larson TV, Koenig JQ, Mar TF, Fields C, Stewart J, et al. Associations between health effects and particulate matter and black carbon in subjects with respiratory disease. *Environmental Health Perspectives* 2005; 113:1741-6.

89. Dales R, Liu L, Szyszkowicz M, Dalipaj M, Willey J, Kulka R, et al. Particulate air pollution and vascular reactivity: the bus stop study. *International archives of occupational and environmental health*. 2007; 81:159-64.
90. Cai Y, Zhang B, Ke W, Feng B, Lin H, Xiao J, et al. Associations of Short-Term and Long-Term Exposure to Ambient Air Pollutants With Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Hypertension* 2016; 68:62-70.
91. Chang L-T, Chuang K-J, Yang W-T, Wang V-S, Chuang H-C, Bao B-Y, et al. Short-term exposure to noise, fine particulate matter and nitrogen oxides on ambulatory blood pressure: A repeated-measure study. *Environmental Research* 2015; 140:634-40.
92. Rich DQ, Kim MH, Turner JR, Mittleman MA, Schwartz J, Catalano PJ, et al. Association of ventricular arrhythmias detected by implantable cardioverter defibrillator and ambient air pollutants in the St Louis, Missouri metropolitan area. *Occupational and Environmental Medicine* 2006; 63:591-6.
93. Wu CF, Shen FH, Li YR, Tsao TM, Tsai MJ, Chen CC, et al. Association of short-term exposure to fine particulate matter and nitrogen dioxide with acute cardiovascular effects. *Science of the Total Environment* 2016; 569-570:300-5.
94. Channell MM, Paffett ML, Devlin RB, Madden MC, Campen MJ. Circulating factors induce coronary endothelial cell activation following exposure to inhaled diesel exhaust and nitrogen dioxide in humans: evidence from a novel translational in vitro model. *Toxicological Sciences* 2012; 127:179-86.
95. Frampton MW, Boscia J, Roberts NJ, Azadniv M, Torres A, Cox C, et al. Nitrogen dioxide exposure: effects on airway and blood cells. *American Journal of Physiology - Lung Cellular and Molecular Physiology* 2002; 282:155-65.
96. Hesterberg TW, Bunn WB, McClellan RO, Hamade AK, Long CM, Valberg PA. Critical review of the human data on short-term nitrogen dioxide (NO₂) exposures: evidence for NO₂ no-effect levels. *Critical Reviews in Toxicology* 2009; 39:743-81.
97. de Paula Santos U, Braga AL, Giorgi DM, Pereira LA, Grupi CJ, Lin CA, et al. Effects of air pollution on blood pressure and heart rate variability: a panel study of vehicular traffic controllers in the city of Sao Paulo, Brazil. *European Heart Journal* 2005; 26:193-200.
98. Metzger KB, Klein M, Flanders WD, Peel JL, Mulholland JA, Langberg JJ, et al. Ambient air pollution and cardiac arrhythmias in patients with implantable defibrillators. *Epidemiology* 2007; 18:585-92.

99. Pekkanen J, Brunner EJ, Anderson HR, Tiittanen P, Atkinson RW. Daily concentrations of air pollution and plasma fibrinogen in London. *Occupational and Environmental Medicine* 2000; 57:818-22.
100. Liao D, Heiss G, Chinchilli VM, Duan Y, Folsom AR, Lin HM, et al. Association of criteria pollutants with plasma hemostatic/inflammatory markers: a population-based study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2005; 15:319-28.
101. Goldberg MS. Chapter 7 Biostatistics in Epidemiology: Design and Basic Analysis In: Bailar JC, Hoaglin DC, editors. *Medical Uses of Statistics*. 3rd ed 2009. p. 491.
102. Ibrahima M, Lavoie S, Riberdy H, Zanfongnon R. Comparaison entre l'indice de défavorisation des écoles CGTSIM et ceux du MELS. Agence de la santé et des services sociaux de Montréal (Gouvernement du Québec); 2014.
103. Pampalon R, Gamache P. The Quebec index of social and Material deprivation: Methodological follow-up, 1991 through 2006. Institut de la santé publique du Québec (INSPQ); 2011.
104. Statistics Canada. Postal Code Conversion File: Catalogue 92-153-GWE. Ministry of Industry, Ottawa, Ontario 2006.
105. Hoffmann B, Kolahgar B, Rauchfuss K, Eberwein G, Franzen-Reuter I, Kraft M, et al. Childhood social position and associations between environmental exposures and health outcomes. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2009; 212:146-56.
106. Marshall JD. Environmental inequality: Air pollution exposures in California's South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment* 2008; 42:5499-503.
107. Su JG, Jerrett M, de Nazelle A, Wolch J. Does exposure to air pollution in urban parks have socioeconomic, racial or ethnic gradients? *Environmental Research* 2011; 111:319-28.
108. Fan X, Lam K-C, Yu Q. Differential exposure of the urban population to vehicular air pollution in Hong Kong. *Science of the Total Environment* 2012; 426:211-9.
109. Fecht D, Fischer P, Fortunato L, Hoek G, de Hoogh K, Marra M, et al. Associations between air pollution and socioeconomic characteristics, ethnicity and age profile of neighbourhoods in England and the Netherlands. *Environmental Pollution* 2015; 198:201-10.

110. Fernández-Somoano A, Hoek G, Tardon A. Relationship between area-level socioeconomic characteristics and outdoor NO₂ concentrations in rural and urban areas of northern Spain. *BMC Public Health* 2013; 13:71-82.
111. Wheeler B, Ben-Shlomo Y. Environmental equity, air quality, socioeconomic status, and respiratory health: a linkage analysis of routine data from the Health Survey for England. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2005; 59:948-54.
112. Yu H, Stuart AL. Spatiotemporal distributions of ambient oxides of nitrogen, with implications for exposure inequality and urban design. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2013; 63:943-55.
113. Chen R, Samoli E, Wong C-M, Huang W, Wang Z, Chen B, et al. Associations between short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality in 17 Chinese cities: The China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES). *Environment International* 2012; 45:32-8.
114. Ito K, Mathes R, Ross Z, Nadas A, Thurston G, Matte T. Fine particulate matter constituents associated with cardiovascular hospitalizations and mortality in New York City. *Environmental Health Perspectives*. 2011; 119:467-73.
115. Cakmak S, Dales RE, Vida CB. Components of particulate air pollution and mortality in Chile. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 2009; 15:152-8.
116. Ostro B, Malig B, Hasheminassab S, Berger K, Chang E, Sioutas C. Associations of Source-Specific Fine Particulate Matter With Emergency Department Visits in California. *American Journal of Epidemiology* 2016; 184:450-9.
117. Ostro B, Tobias A, Querol X, Alastuey A, Amato F, Pey J, et al. The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environmental Health Perspectives* 2011; 119:1781-7.
118. Kawahara J, Tanaka S, Tanaka C, Aoki Y, Yonemoto J. Daily inhalation rate and time-activity/location pattern in Japanese preschool children. *Risk Analysis* 2012; 32:1595-604.
119. Kim YM, Kim J, Han Y, Lee BJ, Choi DC, Cheong HK, et al. Comparison of diverse estimation methods for personal exposure to air pollutants and associations with allergic symptoms: The Allergy & Gene-Environment Link (ANGEL) study. *Science of the Total Environment* 2017; 579:1127-36.
120. Cesaroni G, Porta D, Badaloni C, Stafoggia M, Eeftens M, Meliefste K, et al. Nitrogen dioxide levels estimated from land use regression models several years apart and association with mortality in a large cohort study. *Environmental Health* 2012; 11.

121. Seltenrich, N. A Satellite–Ground Hybrid Approach: Relative Risks for Exposures to PM_{2.5} Estimated from a Combination of Data Sources. *Environmental Health Perspectives*, 2017; 125(4).

Appendices

Appendice 1

Tableau S-I: Classification des informations tirées de la revue de littérature sur l'association entre la défavorisation chez les enfants et les inégalités d'exposition à la pollution de l'air (n= 20 articles).

Auteurs (année)	Pays d'étude (échelle)	Description des variables utilisées		Analyses statistiques
		Défavorisation	Exposition	
Perlin et collaborateurs (2001) (47)	États-Unis (régionale)	Indice composé (ethnicité*, statut de pauvreté*)	1) Distance de la résidence aux industries, 2) Nombre d'industries autour des résidences	Analyse de distribution et test de Chi-Carré
Gunier et collaborateurs (2003) (44)	États-Unis (régionale)	1) Ethnicité, 2) Revenu familial médian, 3) Statut de pauvreté*, 4) Éducation*, 5) Emploi professionnel	Densité du trafic routier	Corrélation de rang de Spearman et analyse 95° centile

* Variable dichotomique

Green et collaborateurs (2004) (18)	Etats-Unis (régionale)	1) Ethnicité, 2) Programme de repas à prix réduit	Densité du trafic routier à 150 m de l'école	Corrélation de Pearson et régression logistique polytomique
Wheeler et Ben-Shlomo (2005) (111)	Angleterre (nationale)	Classe sociale	Indice de qualité de l'air (dichotomique)	Régression logistique
Chaix et collaborateurs (2006) (17)	Suède (locale)	Revenu	Concentration de NO ₂ (modèle AERMOD)	Modèle de prédiction spatial
Chakraborty et Zandbergen (2007) (43)	Etats-Unis (régionale)	Ethnicité	Distance au plus proche : 1) axe routier majeur, 2) industrie, 3) site industriel	Distribution cumulative et Z-test
Marshall (2008) (106)	Etats-Unis (régionale)	1) Éducation, 2) Ethnicité, 3) Revenu familial	Modèle spatio-temporel d'exposition aux PM _{2.5} , diésel et O ₃	Régression linéaire et analyse visuelle (moyenne géométrique)

Hoffmann et collaborateurs (2009) (105)	Allemagne (régionale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Niveau d'éducation, 2) Éducation professionnelle 3) Nationalité 4) Statut d'emploi 	Modèle de krigeage d'estimation de la masse annuelle totale de particules suspendues	Analyse descriptive et bivariée
Cesaroni et collaborateurs (2010) (120)	Italie (locale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Indice composé (statut d'emploi, éducation, type d'habitation, statut d'immigration) 2) Éducation 	<ul style="list-style-type: none"> 1) Distance aux axes routiers majeurs 2) Densité du trafic à 150 m de la résidence 3) Résidence <50 m d'un axe routier majeur 	Régression logistique et régression linéaire multivariée
Miranda et collaborateurs (2011) (51)	États-Unis (nationale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Taux de groupes ethniques 2) Taux de pauvreté 3) Âge 	<p>Exposition aux $PM_{2.5}$:</p> <ul style="list-style-type: none"> 1) Moyenne pondérée du nombre de jours avec une qualité de l'air « mauvaise ». 2) Statistique relative de qualité de l'air. 3) Concentration moyenne sur 24 heures (stations d'échantillonnage) 	Test t de Student, Régression logistique multivariée et analyse spatiale

Stuart et Zeager (2011) (45)	États-Unis (régionale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Groupes ethniques inscrits à l'école (%) 2) Inscription au programme de repas à prix réduit (%) 	<ul style="list-style-type: none"> 1) Échantillonnage passif du NO₂ à l'école 2) Densité moyenne annuelle du trafic sur les routes près de l'école 3) Plus haute densité de trafic à 500 m et 1000 m 	Corrélation linéaire bivariée, moyenne pondérée et analyses visuelles
Su et collaborateurs (2011) (107)	États-Unis (locale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Groupes ethniques (%) 2) Revenu médian par habitation 3) Revenu par habitant 4) Revenu familial médian 5) Emploi du secteur de la construction 6) Secondaire complété (%) 	<p>Concentrations de PM_{2,5}, NO₂ et O₃ d'après des modèles de krigeage</p> <ul style="list-style-type: none"> 1) au parc le plus proche, 2) dans le quartier adjacent au parc (mesures continues) 	Modèle de régression linéaire, test Q
Bell et Ebisu (2012) (49)	États-Unis (nationale)	<ul style="list-style-type: none"> 1) Ethnicité 2) Éducation* 3) Statut d'emploi* 4) Statut de pauvreté* 5) Revenu* 6) Âge 	Concentrations de PM _{2,5} et 14 composantes (stations d'échantillonnage)	Régression univariée

Fan et collaborateurs (2012) (108)	Chine (locale)	1) Indice composé (éducation, population inactive (%), densité de population, statut d'emploi, propriétaire d'une maison, revenu mensuel médian par habitation) 2) Habitation privée/publique*	Modèle de dispersion des émissions annuelles de polluants du trafic (PM ₁₀ , SO ₂ , NO _x , CO)	Analyse par déciles et régression logistique binaire
Jephcote et Chen (2012) (46)	Angleterre (locale)	Indice composé (classe sociale, statut d'emploi, densité de population, propriétaire d'un véhicule)	Estimation des concentrations de PM ₁₀ par un modèle de krigeage	Analyse statistique spatiale
Fernandez-Somoano et collaborateurs (2013) (110)	Espagne (régionale)	1) Moyenne du statut d'emploi de la famille 2) Moyenne du niveau d'éducation de la famille	Estimation des concentrations de NO ₂ par un modèle de régression des terres	Corrélation de rang de Spearman, test d'autocorrélation spatiale, régression spatiale

Yu et Stuart (2013) (112)	États-Unis (régionale)	1) Ethnicité 2) Revenu 3) Âge	Concentrations de NO _x par un modèle de dispersion gaussien	Analyse pondérée et test de Cochran
Clark et collaborateurs (2014) (50)	États-Unis (nationale)	1) Ethnicité 2) Revenu de l'habitation 3) Éducation 4) Statut de pauvreté* 5) Âge	Concentrations annuelles de NO ₂ par un modèle de régression des terres	Analyse de différence de moyennes pondérées
Arku et collaborateurs (2015) (48)	Ghana (locale)	SES moyen de l'habitation	Exposition aux PM _{2.5} 1) Concentrations personnelles intégrées pour 24 heures 2) Concentrations (stations d'échantillonnage)	Régression linéaire à effets mixtes
Fecht et collaborateurs (2015) (109)	Angleterre et Danemark (nationale)	1) Ethnicité* 2) Individus recevant une aide financière (% , basé sur un indice composé) 3) Âge*	Concentrations de NO ₂ et PM ₁₀ estimées grâce à un modèle de régression des terres et moyenne de population pondérée	Diagramme à moustache, corrélations de Pearson, régressions linéaires univariées

Note: Articles ordonnés par année de publication puis par ordre alphabétique.

Appendice 2

Tableau S-II: Caractéristiques des indices de défavorisation attribués aux écoles publiques québécoises.

	SFR**†	IMSE**†	Indice de défavorisation sociale de Pampalon *	Indice de défavorisation matérielle de Pampalon *
Variables socioéconomiques	1) Revenu familial	1) situation des parents sur le marché de l'emploi 2) niveau d'éducation de la mère	1) Individu séparé, divorcé ou veuf 2) Individu vivant seul 3) Famille monoparentale	1) Situation sur le marché de l'emploi 2) Revenu moyen 3) Niveau d'éducation
Population recensée	Famille ayant au moins un enfant de moins de 18 ans habitant dans l'unité de peuplement où l'enfant scolarisé vit		Population (≥ 15 ans) de l'aire de diffusion où l'école est localisée	

* Données du recensement canadien de l'année 2006

† Indices attribués aux écoles par le Ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur pour l'année 2013

Appendice 3

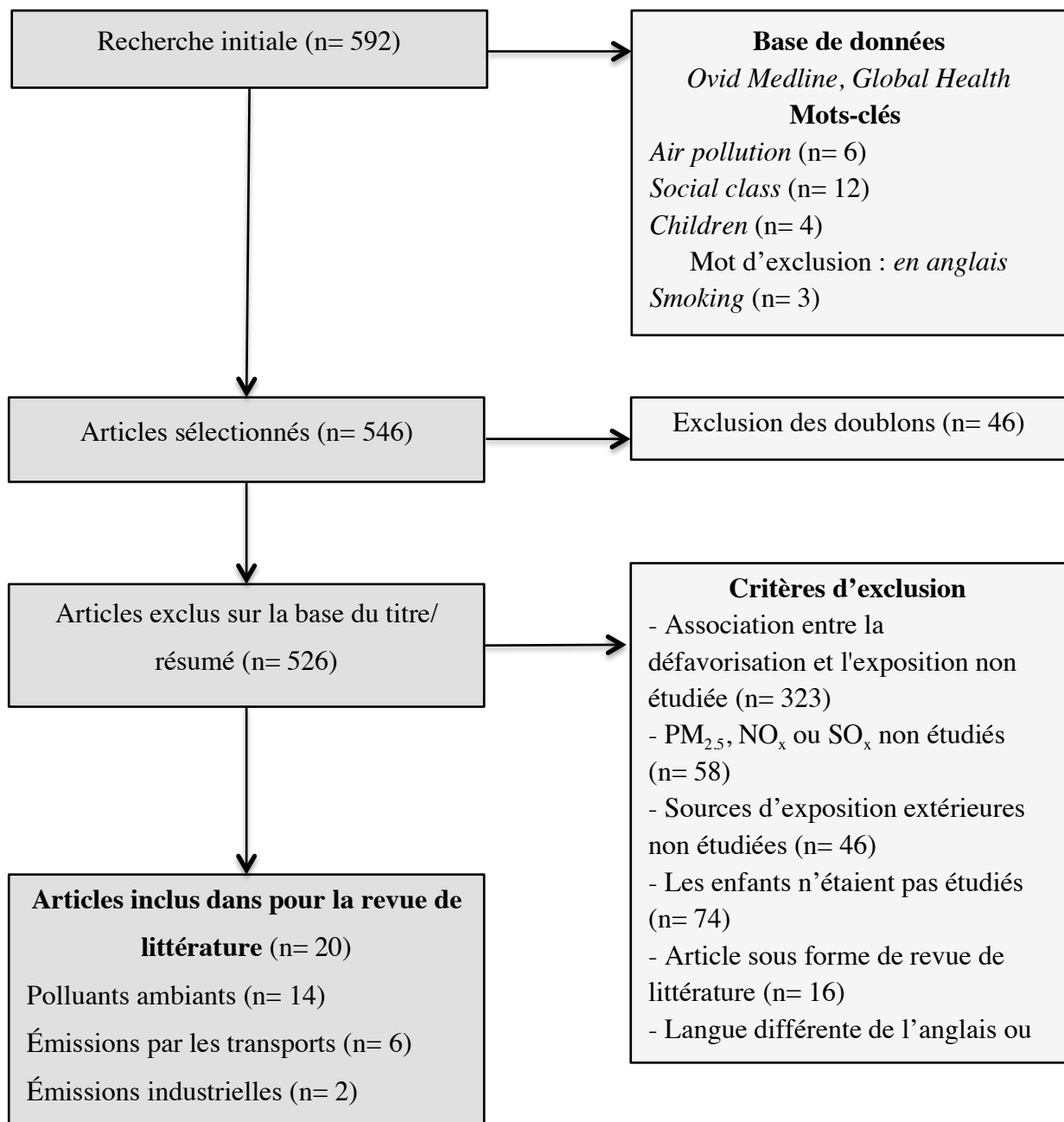


Figure S-1: Processus de sélection des articles inclus dans la revue de littérature sur l'association entre la défavorisation chez les enfants et les inégalités d'exposition à la pollution de l'air.