

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

**L'EXPOSITION DES CYCLISTES AUX POLLUTIONS ATMOSPHÉRIQUE
ET SONORE EN MILIEU URBAIN**

Comparaison empirique de plusieurs villes à travers le monde

Par

Jérémy GELB

Maître en Études Urbaines

Thèse présentée pour obtenir le grade de

Philosophiae doctor, Ph.D.

Doctorat en études urbaines

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQAM

11 janvier 2022

© Jérémy GELB, 2022

Cette thèse intitulée

**L'EXPOSITION DES CYCLISTES AUX POLLUTIONS ATMOSPHÉRIQUE
ET SONORE EN MILIEU URBAIN**

Comparaison empirique de plusieurs villes à travers le monde

et présentée par

Jérémy GELB

a été évalué par un jury composé de

Marie-Soleil CLOUTIER, présidente, INRS

Philippe APPARICIO, directeur de recherche, INRS

Meghan WINTERS, examinatrice interne, Simon Fraser University

Ugo LACHAPELLE, examinateur externe, Université du Québec à Montréal

Xavier LELOUP, examinateur interne, INRS

RÉSUMÉ

Le vélo est un mode de transport durable qui connaît actuellement une renaissance dans de nombreuses villes à travers le monde. Les bénéfices individuels et collectifs de la pratique du vélo sont multiples : augmentation du niveau d'activité physique, amélioration de la santé physique et mentale, faible coût, aucune émission de pollution atmosphérique et sonore à l'utilisation, réduction de la congestion, réduction des coûts de santé, etc. Il n'est donc pas surprenant que les planificateur.rice.s et aménageur.e.s s'y intéressent et cherchent à favoriser son utilisation en ville. Cependant, les cyclistes constituent une population particulièrement vulnérable aux pollutions atmosphérique et sonore. En effet, l'absence de carlingue pour les protéger, la proximité avec le trafic routier et leurs plus hauts niveaux de ventilation les placent dans une situation de surexposition à des pollutions qu'ils contribuent pourtant à réduire. Il convient alors de se pencher sur cette problématique, car elle constitue un cas flagrant d'injustice en transport, mais également un frein potentiel à l'adoption du vélo par de nouveaux usager.e.s. Dans de nombreuses villes des Suds, cette situation est d'autant plus problématique que les niveaux de pollutions atmosphérique et sonore sont bien plus élevés et qu'une part importante des cyclistes sont pauvres et captifs de ce mode de transport.

La thèse de doctorat comprend quatre articles. Le premier est une revue systématique de la littérature sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Elle identifie les principaux courants propres à cette littérature, leurs limites et propose une discussion transversale de leurs conclusions. Il en ressort notamment que l'exposition à ces pollutions dans les villes des Suds est largement sous-étudiée. À cela, s'ajoute le faible nombre d'études répliquant leurs résultats sur plusieurs terrains et une très forte disparité méthodologique des études tentant de modéliser l'exposition des cyclistes. Les trois autres articles visent à dépasser ces limites en analysant simultanément l'exposition des cyclistes au dioxyde d'azote (NO_2) et au bruit environnemental et en adoptant une approche comparative basée sur des données primaires collectées dans cinq villes du Nord – Copenhague, (Danemark), Paris et Lyon (France), Montréal et Toronto (Canada) — et trois villes des Suds (Hô Chi Minh Ville, Vietnam; Delhi et Mumbai en Inde). Dans chacune de ces villes, plus de 1000 km de réseau routier et cyclable ont été échantillonnés selon une méthode de collecte extensive. Une méthodologie de modélisation bayésienne spatio-temporelle est employée pour déterminer dans quelle mesure les facteurs de l'environnement urbain micro-échelle influencent les niveaux d'exposition des cyclistes. Les résultats indiquent notamment que l'exposition au bruit environnemental des cyclistes dépend davantage de l'environnement micro-échelle que leur exposition au NO_2 . Les facteurs contribuant à réduire ces niveaux d'exposition sont partagés par l'ensemble des villes étudiées et ont des impacts relatifs comparables d'une ville à l'autre. Une planification adéquate du réseau cyclable permettrait de réduire significativement les niveaux d'exposition au bruit des cyclistes et dans une moindre mesure au NO_2 .

Le dernier chapitre croise les résultats des quatre articles et offre des perspectives de recherche futures considérant les résultats et les limites de la thèse.

Mots-clés : vélo ; pollution ; exposition ; bruit environnemental ; dioxyde d'azote ; transport ; planification

ABSTRACT

The bicycle is a sustainable transport mode experiencing currently a rebirth in cities. The benefits of bicycling at the individual and collective levels are numerous: increase in physical activity levels, improvement of physical and mental health, low use and purchasing cost, no emission of noise or air pollution during use, reduction in congestion and health costs, etc. Thus, it is not surprising that planners try to favour its use in cities. However, cyclists are a vulnerable population to air and noise pollution. Indeed, because of the lack of a cabin to protect them, the closeness to road traffic and their higher ventilation rates, they are over-exposed to pollution they contribute to reduce. It is necessary to consider this issue because it is a flagrant case of transport injustice and also a potential barrier for new bicycle users. In many cities in the Global South, this situation is even more problematic because the levels of air and noise pollution are very high and an important part of cyclists are poor and captive of their transport mode.

This doctoral thesis includes four articles. The first one is a systematic literature review of cyclists' exposure to air and noise pollution. It identifies the main study trends, their limits and proposes a transversal discussion of their findings. The main shared limits are the lack of consideration for noise exposure and cities of the Global South, and the low number of studies replicating their results in several study fields paired with the high methodological discrepancy in the studies modelling cyclists' exposures. The three other articles fit in these gaps and analyze noise and nitrogen dioxide (NO_2) exposure simultaneously by adopting a comparative approach based on primary data collection in five Northern cities: Copenhagen (Denmark), Paris, Lyon (France), Montreal and Toronto (Canada), and three cities of the Global South, Delhi, Mumbai (India) and Ho Chi Minh City (Vietnam). In each city, more than 1000 km of bicycle and road segments were sampled following an extensive data collection strategy. Bayesian spatio-temporal modelling methods are used to determine how the micro-scale environments' characteristic influence the cyclists' exposure to environmental noise and NO_2 . The results show that cyclists' exposure to environmental noise is more driven by the characteristics of the micro-scale environments, while NO_2 exposure is more dependent on background pollution. The factors reducing these exposures are shared by all the studied cities and their relative impacts are similar. An adequate planning of the bicycle network could reduce significantly cyclists' exposure to noise, and in a lower extent to NO_2 .

The last chapter summarizes build on the results of the four articles to offer perspectives on future research considering the limits of this work.

Keywords: bicycle; pollution; exposure; environnemental noise; nitrogen dioxide; transport; planning

AVANT-PROPOS

Depuis deux décennies, il est possible d'observer une renaissance du vélo dans de nombreuses villes au travers de la réaugmentation de son usage, du développement de nouvelles infrastructures cyclables ou encore de l'installation de services de vélo-partage. Elle s'explique notamment par la nécessité d'améliorer la durabilité de nos systèmes de transport, de stopper la congestion automobile croissante, l'augmentation des coûts du carburant, la revitalisation des centres-villes et le renforcement des idéologies vertes, mais aussi par les nombreuses vertus du vélo aux niveaux collectifs et individuels. Cependant, les cyclistes constituent une population particulièrement vulnérable du fait de l'absence d'une carlingue pour les protéger et leur proximité avec le trafic routier. Cette dernière est d'autant plus problématique dans les pays d'Amérique du Nord et certains pays européens ayant fait le choix de systématiquement favoriser le partage de la route plutôt que de séparer les modes de transport. La question de la sécurité et des risques d'accident a déjà été grandement étudiée, mais elle ne constitue qu'un aspect des impacts du trafic routier sur les cyclistes. Ce n'est que depuis le début des années 2010 que la question de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore a commencé à être plus largement étudiée. Plusieurs constats émergent de cette littérature : les cyclistes sont davantage exposés que les autres usagers de la route ; ces niveaux d'exposition varient sensiblement dans l'espace ; certains itinéraires permettent de limiter ces expositions ; à l'inverse, certains segments du réseau routier et cyclable constituent des secteurs de très fortes expositions ; les cyclistes adaptent leur comportement pour tenir compte de ces facteurs qui peuvent constituer des barrières importantes à la pratique du vélo. Cette thèse doctorale s'inscrit dans la continuité de ces études et s'en démarque par plusieurs aspects. Premièrement, les expositions au bruit environnemental et à la pollution atmosphérique sont étudiées simultanément. Deuxièmement, elle adopte une démarche comparative basée sur des données primaires collectées dans cinq villes du Nord et trois villes des Suds, soit un des jeux de données les plus importants dans ce champ de la littérature et offrant ainsi une bonne capacité de généralisation. Troisièmement, les méthodes d'analyse employées tiennent compte d'un plus grand nombre de facteurs confondants que la majorité des travaux publiés sur le sujet. Ainsi, elle s'insère dans les limites actuelles de cette littérature et apporte des éléments de réponses avec des implications directes en matière de planification.

Cette thèse a été rédigé en suivant les directives du guide de rédaction inclusive de l'INRS.

REMERCIEMENTS

Cette thèse n'aurait pas été possible sans le concours, le soutien et les conseils de ma famille, mes amis et de mes collègues. Je tiens à leur exprimer ici toute ma gratitude.

Merci à mon directeur de thèse Philippe Apparicio pour la qualité incomparable de son encadrement, son soutien sans faille et le partage de son expérience. Son suivi et son implication tout au long du projet de thèse, que ce soit lors de la collecte des données, leur structuration, l'analyse des résultats et la rédaction des articles et de la thèse ont clairement contribué à leur réalisation et à leur qualité. Ses conseils et remises en question ont toujours été pertinents et m'ont permis de m'améliorer en tant que chercheur.

Merci à toute l'équipe du LAEQ et à tous les étudiant.e.s qui ont contribué aux collectes de données et aux différentes phases de structuration. Vous êtes toutes et tous d'excellent.e.s cyclistes et j'ai une pensée émue en visualisant les kilomètres accumulés à la force de vos coups de pédales autour du globe. Je regrette de ne pouvoir tous vous nommer individuellement ici du fait de la nécessité de garder les noms des participant.e.s confidentiels.

J'ai aussi ici une pensée pour les professeur.e.s de l'INRS et de l'UQAM impliqué.e.s dans le programme Études Urbaines, ainsi que les collègues de ma promotion qui ont tout.e.s contribué à orienter ce projet de recherche lors de ses balbutiements.

À ma famille, merci de m'avoir soutenu pendant cette thèse. À mes parents, pour m'avoir fourni toutes les clefs nécessaires pour me plonger dans mes études, si ce projet a commencé et abouti, c'est grâce à vous. À mes frères, pour leur capacité à me sortir de mon travail et me vider la tête quand c'était nécessaire.

À ma conjointe, pour son indéfectible soutien, nos longues discussions et ses conseils qui m'ont permis d'améliorer significativement mon travail, mais aussi sa patience lorsqu'à des heures tardives je travaillais encore. Une thèse, ça occupe beaucoup d'espace dans le quotidien, merci de l'avoir partagée et de m'avoir aidé à l'emmener jusqu'au bout.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	iii
Abstract	iv
Avant-propos	v
Remerciements.....	vi
Table des matières	vii
Liste des tableaux	xii
Liste des figures.....	xiii
Liste des abréviations et des sigles.....	xv
Introduction	1
Chapitre 1 : Problématique, le vélo, la ville et la pollution	3
1.1 La place du vélo en ville.....	3
1.1.1 <i>Âge d'or et déclin dans les villes du Nord global</i>	3
1.1.2 <i>Renaissance du vélo</i>	5
1.1.3 <i>Encore un mode de transport marginalisé</i>	6
1.1.4 <i>Les vertus et les risques du vélo en ville</i>	9
1.1.5 <i>Construction d'un bagage théorique de la planification cyclable</i>	11
1.1.6 <i>Vélo et villes des Suds</i>	16
1.2 Pollutions atmosphérique et sonore en milieu urbain	22
1.2.1 <i>Les villes, des milieux intrinsèquement pollués</i>	22
1.2.2 <i>Pollution atmosphérique : nature, mesure, sources et évaluation</i>	24
1.2.3 <i>Pollution sonore : nature, mesure, sources et évaluation</i>	29
1.3 L'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores (revue de la littérature systématique)	34
1.3.1 <i>Introduction</i>	38
1.3.2 <i>Review methodology</i>	39
1.3.3 <i>Results</i>	39
1.3.4 <i>Conclusion</i>	59
1.4 Cadre conceptuel sur l'exposition	70

1.4.1 Concepts principaux	70
1.4.2 Définition du cadre conceptuel.....	72
1.4.3 Objectifs et questions de recherche.....	73
1.5 Organisation de la thèse	74
1.5.1 Articles scientifiques insérés.....	75
1.6 Apport de la thèse.....	77
Chapitre 2 : méthodologie	79
2.1 Approche comparative et sélection des villes.....	79
2.2 Données	82
2.2.1 Collectes de données primaires.....	82
2.2.2 Collecte de données extensive	85
2.2.3 Données secondaires.....	88
2.3 Structuration des données	91
2.4 Méthode d'analyse.....	93
2.4.1 Modèles de régression	94
2.4.2 Modèles linéaires généralisés	95
2.4.3 Modèles à effets mixtes	96
2.4.4 Modèles généralisés additifs	98
2.4.5 Autocorrélation temporelle.....	100
2.4.6 Interprétation des modèles	100
2.5 Conclusion	101
Chapitre 3 : Article 2	102
3.1 Introduction	105
3.1.1 Cyclists' environmental noise exposure in urban areas	106
3.1.2 Research objectives	108
3.2 Description of the study area: Ho Chi Minh city	109
3.3 Methodology	112
3.3.1 Data collection and design.....	112

<i>3.3.2 Methods of analysis</i>	112
3.4 Results.....	116
3.4.1 Descriptive statistics	116
3.4.2 GAMM model: Evaluating the neighbourhood effect.....	119
3.4.3 Final GAMAR model: Integration of all dimensions.....	121
3.5 Discussion	127
3.5.1 Limitation of the study.....	127
3.5.2 Worrisome noise levels	128
3.5.3 Comparison with previous studies on HCMC.....	128
3.5.4 Pertinence of OSM data	129
3.6 Conclusion	129
References	130
Chapitre 4 : Article 3	133
4.1 Introduction	136
4.1.1 Cyclists' Exposure and Transport Justice	136
<i>The Development of Low-Cost Sensors: New Paradigm and Opportunities</i>	139
4.2 Conceptual Framework for Modelling Cyclists' Multi-Exposure	141
4.3 Material and Methods	142
4.3.1 Case Study.....	142
4.3.2 Primary Data Collection and Structuration	144
4.3.3 Data Analysis—Building a Model to Estimate the Impact of Micro-Scale Environment	147
4.4 Results.....	150
4.4.1 Descriptive Analysis	150
4.4.2 Model Adjustment.....	153
<i>Controlling for the Background Pollution</i>	154
4.4.3 Micro-Scale Environment Effects.....	157
4.5 Discussion and Limits	159

4.5.1 <i>O₃ Cofounding</i>	159
4.5.2 <i>5.2. Study Limitations</i>	161
4.5.3 <i>Implications for Planning</i>	161
4.5.4 <i>Conclusions</i>	162
References	164
Chapitre 5 : Article 4	172
5.1 Introduction	174
5.1.1 <i>Literature on cyclists' exposure</i>	175
5.1.2 <i>Conceptual framework</i>	176
5.2 Material and methods	176
5.2.1 <i>Study area</i>	176
5.2.2 <i>Data</i>	186
5.3 Statistical analysis.....	188
5.4 Results.....	191
5.4.1 <i>Descriptive analysis</i>	191
5.4.2 <i>Modelling results</i>	195
5.4.3 <i>Strategic exposure maps</i>	198
5.5 Conclusion and discussion.....	204
5.5.1 <i>Limits</i>	204
5.5.2 <i>Review of study goals</i>	205
5.5.3 <i>Implication for planning</i>	205
Chapitre 6 : Synthèse et discussion des résultats.....	215
6.1 Retour sur les principaux enseignements de cette thèse	215
6.1.1 <i>Un champ d'études émergeant</i>	215
6.1.2 <i>Enjeux de la mesure de l'exposition</i>	217
6.1.3 <i>Bruit et pollution atmosphérique, deux expositions distinctes</i>	220
6.1.4 <i>Environnement urbain et exposition</i>	221
6.2 Limites et perspectives.....	225

Bibliographie 228

Annexe 1 : Matériel supplémentaire pour l'ARTICLE : Cyclists' exposure to air and noise pollution, comparative approach in seven cities based on extensive data collections ... 229

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Principaux polluants étudiés : sources et valeurs limites d'exposition	27
Table 1.2: Considered pollutants	43
Tableau 2.1: Comparaison des avantages et objectifs respectifs des données collectées par des réseaux de stations officielles fixes et de capteurs portatifs à faible coût.....	83
Table 3.1 GAMAR regression.....	123
Table 4.1 Independent variables included in the regression model.....	149
Table 4.2 Descriptive statistics for dependent variables.	152
Table 4.3 Time spent on each type of road and cycling infrastructure.	153
Table 4.4 Model's fixed and random effects.	155
Table 5.1 Volume of data collected.....	192
Table 5.2 Descriptive statistics of background and exposure levels during data collections	193
Table 5.3 Correlation of exposures.....	194
Table 5.4 Bayesian R ² of all models	195
Tableau 6.1 Volume de donnée collecté dans chaque ville étudiée	217

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Promotion du vélo par l'OMS	6
Figure 1.2 Bénéfices et risques de l'utilisation du vélo en ville.....	10
Figure 1.3 Résumé des cadres conceptuels de la prise de décision en transport.....	13
Figure 1.4 Principaux processus contribuant à la concentration de la pollution atmosphérique en milieu urbain.....	28
Figure 1.5 Échelle des décibels.....	30
Figure 1.6 Principaux processus de propagation du bruit dans un environnement urbain.....	32
Figure 1.7 Comparaison d'une méthode stochastique et déterministe pour cartographier le bruit à Montréal	33
Figure 1.8 Temporal evolution of type and location of the selected studies	41
Figure 1.9 Map of the selected studies	42
Figure 1.10 Cadre conceptuel	73
Figure 2.1 Cadre conceptuel Couverture de collecte dans les villes étudiées (partie 1).....	86
Figure 2.2 Couverture de collecte dans les villes étudiées (partie 2)	87
Figure 2.3 Résumé graphique du processus de structuration des données.....	92
Figure 2.4 Illustration de l'impact du nombre de nœuds sur une spline ajustée par maximum de vraisemblance pénalisé	99
Figure 3.1 Study area and sample routes.....	110
Figure 3.2 Noise mean values by day, hour, and district.....	118
Figure 3.3 GAMM Intercepts for the districts.....	120
Figure 3.4 Diagnostic plots of residuals (GAMM and GAMAR).	121
Figure 3.5 Diagnostic plots of temporal and spatial autocorrelations.	122
Figure 3.6 Temporal trend of noise exposure.	125
Figure 3.7 Interaction between speed and slope for noise exposure.	125
Figure 3.8 Spatial trend of noise exposure.	127
Figure 4.1 The development of a cycling network in Paris between 1995 and 2017.	137
Figure 4.2 The situation of bicycles in cities.....	138
Figure 4.3 Conceptual framework.....	141
Figure 4.4 Study area and sample routes.....	151
Figure 4.5 Marginal effects of model's nonlinear terms.	156
Figure 4.6 Modelled temporal trends of NO ₂ and O ₃ from AirParif monitoring stations for September 2017.....	160

Figure 5.1 Copenhagen bicycle and road networks, 2018	178
Figure 5.2 Paris bicycle and road networks, 2017	179
Figure 5.3 Lyon bicycle and road networks, 2019.....	181
Figure 5.4 Toronto bicycle and road networks, 2019	182
Figure 5.5 Montreal bicycle and road networks, 2019.....	184
Figure 5.6 Delhi (2018) and Mumbai (2019) road networks	186
Figure 5.7 Impacts of road types on cyclists' exposure to noise and NO ₂	197
Figure 5.8 RPE maps for noise in Paris, Lyon, Montreal and Toronto.....	200
Figure 5.9 RPE maps for noise in Copenhagen, Delhi and Mumbai, and for NO ₂ in Delhi	201
Figure 6.1 Effet du type de rue sur l'exposition au bruit des cyclistes.	222
Figure 6.2 Effet du type de rue sur l'exposition au bruit des cyclistes.	223

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

CO_2	Dioxyde de carbone
LUR	<i>Land Use Regression</i>
NO	Monoxyde d'azote
NO_2	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxyde d'azote
O_3	Ozone
SO_2	Dioxyde de souffre
CO	Monoxyde de carbone
$PM_{2.5}$	Particules fines d'un diamètre inférieur à 2,5 µm
PM_{10}	Particules fines d'un diamètre inférieur à 10 µm
COVs / VOCs	Composés Organiques Volatiles / Volatile Organic compounds
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
OMS / WHO	Organisation mondiale de la santé / World Health Organization
dB(A)	Décibels ajustés par la pondération A
ERP / RPE	Exposition relative potentielle / Relative Potentiel Exposure
GLM	<i>Generalized Linear Model</i>
GLMM	<i>Generalized Linear Mixed Model</i>
GAM	<i>Generalized Additive Model</i>
GAMMAR	<i>Generalized Additive Mixed Model with Auto-Regressive parameters</i>

INTRODUCTION

Les pollutions atmosphérique et sonore sont des nuisances inhérentes à la ville, liées à la concentration des personnes, des activités, mais également à la domination de l'automobile comme mode de déplacement. À titre d'exemple, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) estime qu'en 2016, 91% de la population mondiale vit dans des milieux où les standards qu'elle propose en matière de pollution atmosphérique ne sont pas respectés et cette dernière serait responsable de 4,2 millions de morts cette même année (WHO 2021). Concernant le bruit environnemental, en Europe de l'Ouest, ce serait au moins un million d'années d'espérance de vie en bonne santé perdues chaque année du fait du seul trafic routier, soit la seconde cause la plus importante après la pollution atmosphérique (WHO 2018).

En raison de ces problématiques, combinées avec les enjeux de congestion, et les besoins d'évoluer vers des systèmes de transport plus durables, les modes de transport doux attirent l'attention des aménageurs. Le vélo, plus spécifiquement, propose une solution intéressante sur les plans environnementaux (réduction des émissions de gaz à effet de serre, du bruit et de la congestion (Lindsay, Macmillan et Woodward 2011; Piatkowski et Bopp 2021; Teixeira, Silva et Sá 2021), et de santé publique (augmentation de l'activité physique, réduction du stress et de certaines maladies chroniques (Humphreys, Goodman et Ogilvie 2013; Avila-Palencia et al. 2017)) tout en proposant un rapport coûts / bénéfices semblant être positif (Krizec 2007; Volker et Handy 2021).

Cependant, les cyclistes sont des usager.e.s vulnérables. En effet, à la différence de l'automobile ou du transport en commun, le vélo ne dispose pas d'une carlingue pour protéger son utilisateur.rice. Le dogme dominant en urbanisme de la circulation partagée (notamment en Amérique du Nord) induit une certaine proximité entre les véhicules et les cyclistes, renforçant ainsi leur exposition aux risques d'accident et aux pollutions atmosphériques et sonores. De plus, du fait d'une plus grande activité physique, un.e cycliste inspire davantage d'air et inhale donc davantage de polluants qui se déposent plus profondément dans ses poumons (McCafferty et Horvath 1981; Chalupa et al. 2004; Carlisle et Sharp 2001), comparativement aux autres modes de transport passifs. Les cyclistes sont donc surexposé.e.s à des pollutions qu'ils ne génèrent pas, ce qui s'inscrit directement dans la question de la justice en transport (Gössling 2016) et

nécessite de reconstruire la place du vélo en ville. Les situations d'expositions des cyclistes varient d'une ville à l'autre notamment du fait de la part modale de cyclistes, de l'organisation du réseau cyclable, des caractéristiques du trafic routier, etc. À titre d'exemple, Copenhague (Danemark) est connue pour avoir une culture du vélo très ancrée et une tradition d'aménagement visant à séparer les modes de transport (Gössling 2013). Des cyclistes captifs (sans autres moyens de transport accessible) circulant à Delhi auront une expérience très différente considérant la quasi-absence d'infrastructure cyclable, la densité du trafic routier, l'utilisation intensive du klaxon et les importants niveaux de pollution atmosphérique qui caractérisent la ville.

Les études actuelles sur les impacts sur la santé de la pratique du vélo concluent que les bénéfices de l'activité physique dépassent largement les risques associés à l'exposition à la pollution atmosphérique et aux accidents de la route (Mueller et al. 2015; de Nazelle et al. 2011; de Hartog Jeroen Johan et al. 2010). Cependant, ces études se sont essentiellement intéressées à des villes avec des niveaux de pollution atmosphérique relativement bas et ne considèrent presque jamais l'exposition au bruit environnemental (Gelb et Apparicio 2021). Au-delà de la question de l'impact sur la santé, il a été montré que les cyclistes sont conscient de leur exposition à ces pollutions et qu'elles peuvent constituer des barrières importantes à l'usage du vélo (Winters et al. 2011).

Se pencher sur les déterminants de l'exposition des cyclistes dans ces contextes multiples est une étape nécessaire pour envisager une planification cyclable intégrant cette dimension. En effet, la planification cyclable accuse un certain retard dans la théorie et la pratique (Koglin et Rye 2014), notamment du fait de l'hégémonie automobile depuis la sortie de la Seconde Guerre Mondiale. L'étude de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore constitue une occasion de réinterroger la place du vélo en ville et de fournir de nouvelles clefs de lecture pour la planification et l'aménagement des réseaux cyclables.

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE, LE VÉLO, LA VILLE ET LA POLLUTION

Dans ce premier chapitre, nous commencerons par explorer la question de la place du vélo en ville. Dans une première section, nous présenterons son histoire marquée par des phases de déclin et de renaissance dans les villes du Nord et des Suds. Nous reviendrons sur sa qualité de mode de transport durable et les multiples bénéfices individuels et collectifs attribués à son usage en ville. Nous discuterons de sa place actuelle le plus souvent en marge des systèmes de transport et de la situation d'iniquité en transport qui en résulte. Dans une seconde section, nous aborderons la question des pollutions atmosphérique et sonore en ville en définissant ces pollutions, en identifiant leurs sources et leurs principaux modes de propagation en ville. Enfin, dans une troisième section, nous aborderons la question de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore au travers d'une revue systématique de la littérature, article publié dans la revue *Transport Reviews*. Ces différents éléments serviront de base de réflexion pour les questions et objectifs de recherches présentés dans la dernière section de ce premier chapitre.

1.1 La place du vélo en ville

L'histoire du vélo est intrinsèquement liée à l'histoire des villes et leur évolution sur les plans physique et social. Sa place en ville est donc contrastée en fonction des époques et des lieux.

1.1.1 Âge d'or et déclin dans les villes du Nord global

Dans les villes du Nord global, le vélo fut à ses débuts un objet à vocation récréative et sportive, réservé aux citadin.e.s aisé.e.s. Ce n'est qu'au début du XX^e siècle qu'une véritable démocratisation du vélo fut observée notamment du fait d'une production industrielle et standardisée entraînant une baisse importante de son coût d'acquisition. L'utilisation du vélo par les classes ouvrière et populaire se généralise alors, n'étant plus l'apanage d'une classe bourgeoise. Cette période d'expansion se poursuivit jusqu'aux années 1950 en Europe selon

Carstensen et Ebert (2012) qui la qualifient d'âge d'or du vélo. Cependant, après la Seconde Guerre mondiale, l'utilisation du vélo comme mode de transport connaît un déclin très important dans l'ensemble des villes du Nord. Cela s'explique notamment par la démocratisation de l'automobile, le réaménagement des rues dans une perspective moderniste valorisant avant tout la motorisation et l'association systématique du progrès et de la modernité à la voiture (Oosterhuis 2016). En urbanisme, le paradigme moderniste dominant durant cette période se traduit par la séparation des usages du sol, l'éloignement des habitations des lieux de production et ultimement un important étalement urbain nuisant directement à la performance du vélo comme mode de déplacement.

Ce recul de l'utilisation du vélo comme un moyen de transport s'est fait à des rythmes différents en fonction des pays. Il a commencé de façon précoce et particulièrement marquée aux États-Unis, avant le début de la Seconde Guerre mondiale, notamment du fait du programme « Victory Bike » qui a largement contribué à ralentir voire arrêter la production de vélo et à associer son image à celui de la guerre et du rationnement dans les esprits (Longhurst 2018)¹. L'image du vélo dans les villes du Nord a joué d'ailleurs un rôle central dans son déclin ou son maintien. Toujours aux États-Unis, l'automobile s'est imposée comme le mode de déplacement nord-américain par excellence alors que le vélo était réservé aux marginaux ou défavorisés (Oosterhuis 2016). Au Danemark et aux Pays-Bas, le vélo a connu un déclin bien moins prononcé car il a été intégré relativement tôt dans l'imagerie et l'identité nationale, représentant les valeurs traditionnelles d'indépendance, de contrôle et de modestie (Carstensen et Ebert 2012; Ebert 2004). À l'inverse, en France, en Italie et en Belgique, le vélo a davantage été associé à un imaginaire sportif avec des évènements au rayonnement international comme le tour de France, d'Italie ou de Belgique qui ont contribué à réduire la perception du vélo comme mode de transport, sans pour autant l'évincer de la société. Certains auteur.e.s affirment d'ailleurs que cette dimension culturelle du vélo a eu un impact plus important sur son maintien ou son déclin dans les villes que les politiques

¹ Durant cette période, la production et la vente de vélos sont passées sous contrôle de l'État aux États-Unis. Ceci s'inscrit dans une planification plus large visant à maintenir une certaine production et consommation soutenant l'effort de guerre. Ceci s'est notamment traduit par une plus faible production du vélo par des industries sélectionnées ne produisant plus qu'un modèle standardisé, spartiate et réservé aux adultes. Ce contexte a notamment contribué à associer le vélo dans l'imaginaire collectif aux États-Unis au rationnement et limitations imposées par le contexte de guerre.

et plans d'aménagement; ceux-ci ayant finalement une influence courte dans le temps comparativement aux trajectoires culturelles historiques (Oosterhuis 2014).

1.1.2 Renaissance du vélo

Ce n'est qu'au début des années 1970 que la tendance du déclin du vélo dans les villes du Nord commence à s'inverser. En effet, l'étalement urbain, la congestion croissante, l'augmentation des prix du pétrole, et le renforcement des préoccupations environnementales ont constitué un terreau fertile au retour du vélo sur le devant de la scène. Ce regain d'intérêt se traduit notamment par une réaugmentation des parts modales, le développement d'infrastructures cyclables, l'implantation de service de vélo-partage, etc., et a été qualifié de *renaissance du vélo* (Pucher et Buehler 2012). À titre d'exemple, la production mondiale de vélos serait passée de 21 à 58 millions d'unités entre 1970 et 1980 (Rodrigue, Comtois et Slack 2016). Plus localement, la Communauté métropolitaine de Montréal a connu une augmentation du nombre de déplacements à vélo de 69,3% entre 2003 et 2013 (CMM 2017), et ce, surtout au centre de l'île de Montréal. De même, à Paris, la part modale du vélo est passée de 0,9% en 2001 à 1,6% en 2010. À Londres, la part modale cyclable est passée de 1,2 à 2,4% et le nombre de trajets en vélo quotidien d'environ 300 000 à 650 000 entre 2000 et 2017 (Transport for London 2020). À New York, le nombre de trajets quotidiens effectués à vélo est passé de 150 000 en 2000 à 460 000 en 2016 pour une part modale de 3% (NYC Department of Transportation 2018). Plus récemment, les modifications profondes et rapides imposées par le confinement et la COVID19 ont impacté les façons de se déplacer en ville. La diminution du trafic routier engendrée par le télétravail et la limitation des activités semble avoir contribué à attirer de nouveaux.euses cyclistes (Hong 2020). En plus de cela, de nombreuses villes du Nord Global et des Suds ont encouragé l'utilisation du vélo durant la pandémie suivant ainsi les recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (Figure 1.1). Les actions entreprises ont notamment consisté en l'installation d'infrastructures cyclables temporaires ou permanentes, l'augmentation de l'offre de service de vélo partage, l'adaptation des plans de déplacement et des campagnes de promotion du vélo et le réaménagement de rues (Fenu 2021). Dans ce contexte de crise, le vélo a démontré sa capacité à contribuer directement à la résilience des villes en offrant aux citadin.e.s un mode de transport sécuritaire et efficace. Comme le souligne Nikitas et al. (2021), ce regain en popularité du vélo provoqué par la crise

sanitaire constitue une occasion intéressante de réaffirmer et renforcer la présence du vélo en ville comme mode de transport durable.

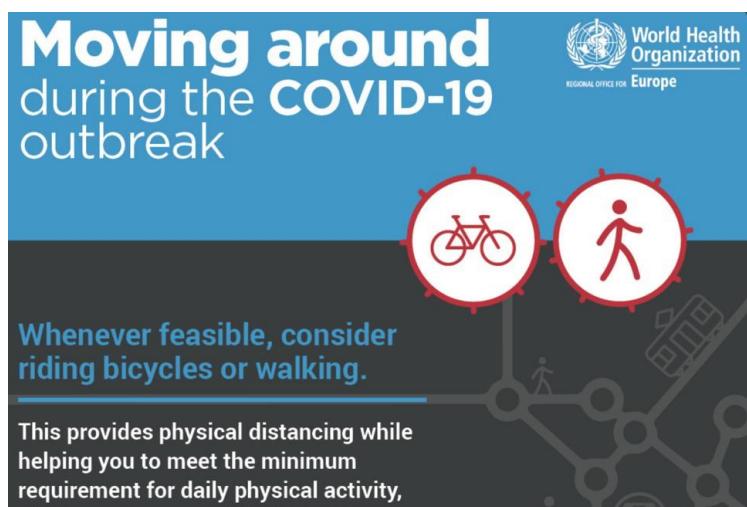


Figure 1.1 Promotion du vélo par l'OMS

Source : OMS 2020

1.1.3 Encore un mode de transport marginalisé

Bien que cette renaissance soit un phénomène acté, le vélo reste un mode de transport très marginal dans de nombreux pays du Nord. En termes de part modale nationale, Pucher et Buehler (2012) indiquent que les pays utilisant le moins le vélo sont l'Australie, le Canada et les États-Unis avec une part modale inférieure à 1%, contre 26% aux Pays-Bas, 18% au Danemark, et aux alentours de 10% en Allemagne, Finlande, Suède, et Belgique. Dans une analyse portant sur un recueil international de manuels d'aménagement Arantxa (2000) a noté que « c'est la circulation motorisée qui est la plus souvent prioritaire, en particulier au détriment des piéton.ne.s et des cyclistes » (p2), ainsi que « l'aménagement cyclable est le plus souvent appréhendé comme un problème technique [...] comme un ajout au système de voirie principal, souvent possible puisque n'occupant que peu d'espace » (p2). Cet état de fait est notamment causé par de nombreuses barrières existant autant au niveau des individus que des institutions et pouvant être physiques, culturelles, institutionnelles, opérationnelles et politiques (Brezina, Leth et Lemmerer 2020; Curtis et Low 2016; Parkin, Ryley et Jones 2016).

Sur le plan des pratiques d'aménagement, il est particulièrement intéressant de se pencher sur l'opposition des courants ségrégationniste (privilégiant les infrastructures cyclables hors rue et la séparation des modes) et intégrationniste (privilégiant la cohabitation des modes sur la rue) qui ont durablement marqué les réseaux cyclables. Le paradigme intégrationniste a longtemps été influent en Amérique du Nord et dans quelques pays européens (Forester 1994; Furth 2012). À titre d'exemple, aux États-Unis et au Canada, il a été estimé qu'entre 50% et 90% des kilomètres effectués à vélo se font sur des axes routiers sans infrastructures cyclables (Buehler et Dill 2016). Ce paradigme défend l'idée qu'une cohabitation sécuritaire des cyclistes et du trafic automobile n'est possible que par le partage de la voirie et l'éducation de la population. Les cyclistes seraient moins en danger sur la route, là où se concentre l'attention des automobilistes. De plus, des aménagements séparés seraient responsables de collisions aux intersections, les cyclistes se situant dans les angles morts des automobilistes, et nuiraient à la fluidité du trafic routier. Cependant, les preuves de telles affirmations manquent dans la littérature scientifique et se limitent à des déclarations dans des manuels d'aménagement. De plus, il semble aujourd'hui qu'une majorité des cyclistes préfère être séparée du reste du trafic routier (Aldred et al. 2017). Enfin, l'intégration des cyclistes au reste du trafic permet également de réduire le besoin de nouvelles infrastructures. À l'inverse, le paradigme ségrégationniste est très présent en Europe du Nord et notamment aux Pays-Bas et au Danemark qui, rappelons-le, ont aujourd'hui les parts modales cyclables les plus importantes au monde. Cette approche vise à séparer les cyclistes du reste du trafic routier. Cela nécessite l'installation d'un réseau cyclable complet combinant infrastructures ségrégées sur rue et hors rue, des aménagements spécifiques aux intersections, et des mesures de dissuasion rendant l'automobile peu efficace et pratique dans les quartiers résidentiels et sur les rues locales (voie sans issue, vitesse limitée à 30 km/h, rétrécissement de la chaussée, etc.).

Si le débat n'est pas tout à fait clos entre les mérites de ces deux approches, il émerge de la littérature (Forsyth et Krizek 2010; Fyhr et al. 2017; Jacobsen 2003; Pucher, Dill et Handy 2010; Reynolds et al. 2009) que :

- les intersections constituent bien les secteurs les plus accidentogènes;
- la présence d'infrastructures cyclables tend à réduire au moins légèrement les risques d'accident et à augmenter significativement la perception de sécurité;

- l'aménagement d'infrastructures cyclables tend à attirer de nouveaux cyclistes;
- seuls des cyclistes expérimenté.e.s, constituant une petite fraction de cette population, préfèrent circuler avec le reste du trafic routier;
- un plus grand nombre de cyclistes est associé avec une sécurité accrue (notamment du fait de l'ajustement du comportement des automobilistes).

Il semble donc que les bénéfices des politiques cyclables ségrégationnistes s'accumulent, surtout dans une perspective de renforcement de l'utilisation du vélo en ville.

Le développement d'infrastructures cyclables a également pu être instrumentalisé comme argument politique. En effet, l'augmentation du kilométrage linéaire cyclable d'une ville est un indicateur facile à mettre en avant, même si ces nouvelles infrastructures sont simplement des bandes cyclables ou des chaussées partagées ne nécessitant qu'un marquage au sol et contribuent peu à la formation d'un réseau cohérent à l'échelle de la ville. Cette approche « rationaliste » reposant principalement sur des indicateurs chiffrés est typique des politiques d'aménagement ne considérant pas la planification cyclable dans son ensemble (Koglin 2015). Selon une étude longitudinale récente (Houde, Apparicio et Séguin 2018), à Montréal, entre 1991 et 2016 le réseau cyclable non protégé (bande cyclable et chaussée désignée) s'était accru bien plus rapidement (de 125 à 375 km) que le réseau cyclable en site propre (130 à 250 km). Le projet plus récent du Réseau Express Vélo a un potentiel bien plus structurant que les ajouts opportunistes, épars et peu connectés. De même, à Paris, l'écrasante majorité du développement cyclable entre 1995 et 2017 a consisté en l'ouverture des doubles sens cyclables et des couloirs de bus partagés (Observatoire des déplacements à Paris 2017).

L'adoption par des villes de visions et de plans d'aménagement spécifiquement dédiés au vélo ne s'est faite que récemment. Montréal s'est ainsi dotée d'un Plan Cadre Vélo en 2017. Portland (Orgeon), une des villes les plus cyclables des États-Unis, ne s'est dotée d'un document de planification cyclable qu'en 2010 (Bicycle Plan for 2030). Plus spécifiquement, cette nouvelle génération de plans en transport tend à accepter le vélo comme un mode central (et plus seulement comme un loisir) et à le planifier en intégration avec les autres modes de transport (McLeod, Babb et Barlow 2020). Comme le soulignent Pucher et al. (2010), des interventions localisées (comme la création d'une nouvelle infrastructure) ont généralement des impacts faibles

sur l'utilisation du vélo. Des changements plus substantiels ne peuvent être obtenus qu'au travers une approche intégrée, à l'intersection des domaines du design urbain, de la santé publique, de l'ingénierie, des politiques et de l'économie (McLeod, Babb et Barlow 2020).

Cette réflexion autour de la place du vélo et des cyclistes en ville s'intègre directement dans le courant de recherche de la justice en transport dont Gössling (2016) identifie trois clefs de lecture : l'espace, le temps et l'exposition. Il conclut que la plupart des villes ont développé des systèmes de transport injustes au regard de ces trois dimensions. Il dénonce ainsi que la planification des transports continue à favoriser systématiquement l'automobile que ce soit en termes de place dans la ville, d'infrastructures ou d'accessibilité. Ceci constitue un paradoxe à notre époque où le développement durable est un enjeu sociétal majeur. Dans la même optique, les cyclistes sont, comme les autres usager.e.s des modes de transports actifs, surexposé.e.s aux accidents, à des environnements stressants, à la pollution atmosphérique et au bruit alors que ces nuisances sont générées essentiellement par le trafic automobile. Un autre volet de la justice en transport concernant le vélo pose la question de l'accessibilité au vélo, aux infrastructures cyclables, ainsi que de la gentrification du vélo (Golub et al. 2016). Ainsi, les iniquités ne s'observent pas seulement entre les modes, mais y compris dans la répartition des ressources entre les cyclistes, ce qui soulève les dimensions typiques de l'équité environnementale soit la justice distributive (répartition équitable des infrastructures cyclables dans l'espace), la justice procédurale (représentation des différentes catégories de cyclistes dans les processus de prise de décision), et la justice de la reconnaissance (reconnaissance de la place des cyclistes dans le système de transport et de la diversité des cyclistes) (Walker 2011).

1.1.4 Les vertus et les risques du vélo en ville

Les bénéfices de l'usage du vélo pour la santé et le bien-être des individus sont bien connus : réduction du surpoids, de l'obésité, des risques de maladies chroniques et du stress, etc. (Avila-Palencia et al. 2017; Gordon-Larsen et al. 2009; Oja et al. 2011). Une grande partie de ces bénéfices découle tout simplement de l'activité physique supplémentaire et de la réduction de la sédentarité. La littérature sur le sujet indique assez clairement que les bénéfices pour la santé d'une plus grande activité physique associée à l'utilisation du vélo sont largement supérieurs aux coûts engendrés par l'exposition aux accidents de la route, au bruit, et à la pollution

atmosphérique (de Hartog Jeroen Johan et al. 2010; Mueller et al. 2015; Mueller et al. 2015; Teschke et al. 2012) qui peuvent être perçus comme les coûts sociaux de la pratique du vélo (Figure 1.2). Ces derniers sont d'ailleurs directement dépendants du système de transport de chaque ville, de la place du vélo dans ce système et des infrastructures cyclables disponibles. Plus spécifiquement, ces risques dépendent de l'exposition des cyclistes au trafic routier, au bruit environnemental et à la pollution atmosphérique. Ces expositions varient en fonction de l'environnement urbain, de la configuration des infrastructures et des trajets effectués par les cyclistes. En effet, certains itinéraires peuvent contribuer à renforcer leur exposition du fait d'une plus grande proximité avec le trafic routier, la présence de chantiers, de végétation, la configuration du bâti, etc. Il semblerait que les situations où les coûts du vélo en termes de santé dépassent ses bénéfices au plan individuel ou collectif soient rares et ne concerteraient que quelques villes atypiques avec par exemple des niveaux de pollution extrêmes (Tainio et al. 2016).

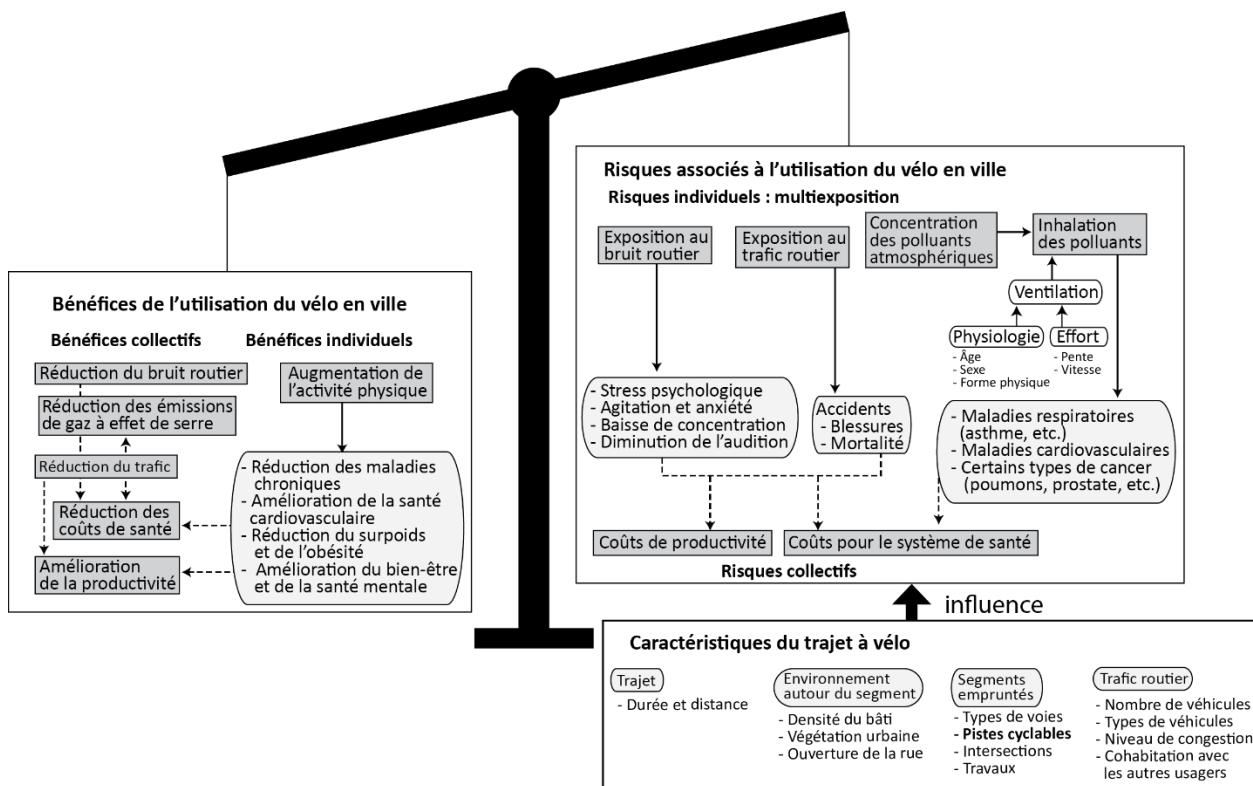


Figure 1.2 Bénéfices et risques de l'utilisation du vélo en ville

Les bénéfices de l'usage du vélo (et des autres modes de transport doux) s'observent aussi au niveau collectif puisque comparativement à un trajet effectué en automobile, un trajet à vélo réduit les émissions de pollutions atmosphériques et de bruit ce qui aura des répercussions sur la santé des populations et les coûts en santé. De même, l'augmentation de l'utilisation du vélo au détriment des modes de transport motorisés permet de réduire efficacement la congestion, le besoin d'espace de stationnement et les risques d'accident (Piatkowski et Bopp 2021; Teixeira, Silva et Sá 2021). La littérature sur les impacts économiques associés à l'installation d'infrastructures cyclables penche en faveur de celles-ci bien qu'un cadre commun d'analyse soit encore manquant et les études menées trop éparses pour conclure définitivement (Krizec 2007; Volker et Handy 2021). Enfin, du fait de son accessibilité, le vélo a toujours été un moteur d'émancipation et offre une grande liberté de mouvement à toutes les catégories de population. Il joue donc également un rôle non négligeable dans les préoccupations de justice en transport (Golub et al. 2016).

Considérant cette intersection des bénéfices du vélo aux plans économiques, environnementaux et sociaux à la fois aux échelles individuelles et collectives, il n'est pas surprenant qu'il soit aujourd'hui considéré comme un mode de transport durable à la fois dans les milieux académique et professionnel (Banister 2008; Kingham et Tranter 2015).

1.1.5 Construction d'un bagage théorique de la planification cyclable

Selon Koglin et Rye (2014), le retard observable dans la pratique d'une planification cyclable intégrée et juste s'explique en partie par un retard théorique. Ils dénoncent ainsi que les bases théoriques de la planification pour l'aménagement cyclable sont peu développées en comparaison avec celles du transport motorisé et appellent au développement de cadres théoriques offrant des clefs de lectures multidimensionnelles et pratiques de la planification cyclable. Ils proposent notamment le concept de « vélomobilité » en opposition à « l'automobilité », basé sur quatre aspects : 1) le déplacement physique libre et sécuritaire pour les cyclistes ; 2) les relations de pouvoir entre les différents modes de déplacements (par exemple, domination de l'espace physique et politique par l'automobile) ; 3) les représentations individuelles et collectives du vélo ; 4) la pratique et l'expérience quotidienne du vélo. Dans la même veine, le concept de « *bicycle urbanism* » qui a récemment connu un certain succès (Colville-Andersen 2018; Lorenz et

Shannon 2013; Van den Bossche et al. 2018) s'inscrit dans la suite des travaux sur la ville à échelle humaine (Gehl 2013) et le nouvel urbanisme (Congress for the New Urbanism 2015). Il intègre notamment la question de l'aménagement de l'espace pour promouvoir l'utilisation du vélo, mais également la dimension économique (*pedal-based economy*), culturelle (festival, et imaginaire collectif), afin de modifier le paysage urbain. L'enjeu de ces nouveaux paradigmes d'aménagement et d'urbanisme est de consolider dans une approche holistique les connaissances issues de la littérature plus spécialisée (Sagaris 2015). Celle-ci se penche plus spécifiquement sur trois objets : les cyclistes, les infrastructures cyclables, et le processus de planification.

Concernant les cyclistes, un des travaux les plus marquants est sans doute la typologie dressée par le Bureau des transports de la ville de Portland aux États-Unis (Geller 2009) qui distingue quatre catégories de cyclistes : « *strong and fearless, enthusiastic and confident, interested but concerned and no way no how* ». Cette catégorisation s'applique relativement bien dans les villes d'Amérique du Nord où les infrastructures cyclables sont peu présentes, la part modale du vélo très faible et où le vélo est perçu par une majorité de la population comme un mode de transport potentiellement dangereux (Dill et McNeil 2013). Cette typologie a bien sûr été questionnée. Damant-Sirois, Grimsrud et El-Geneidy (2014) ont ainsi proposé pour Montréal (Canada) leur propre typologie basée davantage sur l'utilisation du vélo que sur sa perception et distinguent les « *dedicated cyclists, path-using cyclists, fairweather utilitarians, and leisure cyclists* ». Cabral et Kim (2020) ont déterminé que seulement trois catégories étaient nécessaires pour segmenter leur population à l'étude à Edmonton (Canada) : « *Uncomfortable or Uninterested, Cautious Majority, and Very Comfortable Cyclists* », ce qui semble d'ailleurs être le point de convergence de la littérature (Félix, Moura et Clifton 2017). Parallèlement à la question d'une typologie des cyclistes s'est posée la question des préférences des cyclistes et de leurs comportements. Une importante littérature s'est ainsi développée sur la prise de décision des cyclistes et des autres utilisateur.rice.s des modes de transport actifs en matière de mobilité avec la proposition de nombreux cadres d'analyse. Dans leur revue de la littérature sur ce sujet, Rojas López et Wong (2019) distinguent deux éléments : le processus générant une demande pour un déplacement et les déterminants affectant les décisions effectuées quant à ce déplacement (Figure 1.3).

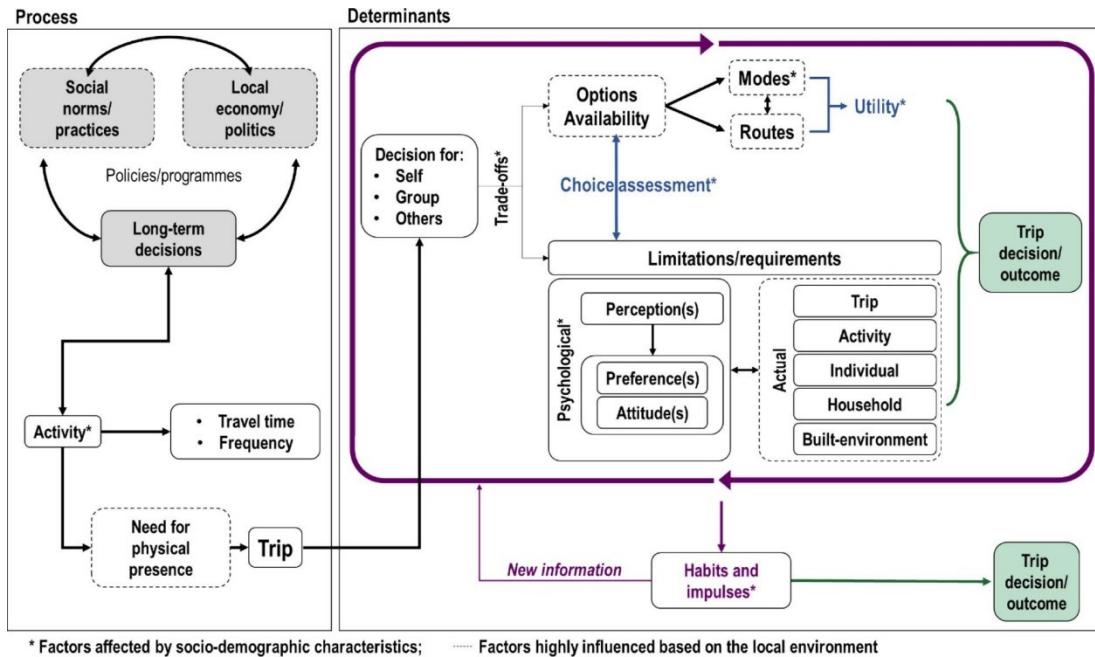


Figure 1.3 Résumé des cadres conceptuels de la prise de décision en transport

Source : Rojas López et Wong (2019)

Ces déterminants peuvent affecter la décision d'utiliser ou non le vélo et les trajets empruntés. Parmi eux, ont notamment été largement documentés les caractéristiques physiologiques (sexe, âge, forme physique), les représentations individuelles ou collectives, les infrastructures, l'environnement urbain (également urbain, mixité des usages, connectivité du réseau routier et cyclable, etc.), les risques d'accident, les niveaux d'expositions au bruit et à la pollution atmosphériques réels et perçus, l'intensité du trafic routier, les équipements sur le lieu de travail et l'intermodalité avec le transport en commun (Heinen, Wee et Maat 2010; Javaid, Creutzig et Bamberg 2020; Rojas López et Wong 2019).

Concernant les infrastructures cyclables, la recherche a évolué des simples études portant sur des types spécifiques d'infrastructures (bandes cyclables, pistes cyclables, chaussée partagée, etc.) et des designs d'intersections, à des approches plus globales du réseau cyclable. Ce changement de cap dans la recherche est à mettre en parallèle avec un changement d'approche des politiques d'aménagement. Dans de nombreuses villes du Nord, ces politiques cherchent de plus en plus à créer un réseau cyclable structurant et à dépasser l'installation d'infrastructure cyclable opportuniste au cas par cas. Tel que rapporté dans la revue de la littérature de Buehler

et Dill (2016), la plupart des études sur les infrastructures cyclables indiquent que les niveaux d'utilisation du vélo sont corrélés positivement avec plusieurs caractéristiques du réseau cyclable. Premièrement, il existe une hiérarchie des préférences (révélées et observées) des cyclistes en faveur des infrastructures cyclables ségrégées qui est renforcée avec l'augmentation du volume ou de la vitesse du trafic routier. Il semblerait également qu'une petite partie des cyclistes les plus expérimentés déclarent une préférence pour le fait de circuler avec le reste du trafic routier dans une perspective d'efficacité. Dans la même optique, les intersections sont généralement perçues négativement par les cyclistes, car elles réduisent l'efficacité de leurs déplacements, et certains vont jusqu'à planifier leurs itinéraires pour minimiser le nombre d'intersections rencontrées.

Les études portant sur le réseau cyclable dans son ensemble en sont encore à leur début et plusieurs pistes de recherche ont été abordées. Une des questions centrales dans ce champ émergeant est la question de la connectivité du réseau cyclable. Cette propriété désigne la possibilité d'emprunter différents itinéraires sur le réseau cyclable, ou encore, la possibilité de se rendre à n'importe quel point du territoire sans rencontrer de discontinuité dans le réseau cyclable. Elle est directement dérivée de la théorie des graphes qui est appliquée à la question des réseaux de transport. Il semblerait que les cyclistes déclareraient une préférence pour des infrastructures cyclables connectées (Caulfield, Brick et McCarthy 2012; Stinson et Bhat 2003) et que l'utilisation du vélo soit positivement corrélée avec la connectivité et la complexité du réseau cyclable (Kamel et Sayed 2020), ce qui justifie son étude. Plusieurs approches ont été proposées pour opérationnaliser ce concept dans le cas d'un réseau cyclable avec par exemple les ratios de Schoner et Levinson (2014) permettant de mesurer le niveau de cohérence, la complexité et la forme du réseau cyclable. La connectivité a aussi été associée à la capacité du réseau à fournir des itinéraires directs et sécuritaires pour les cyclistes entre différents points d'intérêt du réseau (Boisjoly, Lachapelle et El-Geneidy 2020; Furth, Mekuria et Nixon 2016; Lowry et al. 2012). Plus récemment, le concept de perméabilité filtrée a été proposé pour compléter celui de connectivité. Il désigne la capacité d'un réseau à permettre le mouvement des modes de transports doux tout en limitant ceux de l'automobile (Melia 2008; Savaria, Apparicio et Carrier 2021). En lien avec cette réflexion sur la connectivité et la performance des réseaux cyclables, plusieurs études se sont penchées sur la question de l'orientation de la prise de décision en matière d'amélioration des réseaux cyclables. Natera Orozco et al (2020) suggèrent ainsi de compléter un réseau cyclable existant en connectant des sous-ensembles d'infrastructures cyclables existants.

L'approche de la prise de décision multicritère est également très présente (Guerreiro et al. 2018; Rybarczyk et Wu 2010; Zuo et Wei 2019), l'enjeu étant alors de trouver un compromis entre des coûts (installation, entretien, ralentissement de la circulation) et des bénéfices (accessibilité, connectivité, diminution des risques d'accident, etc.) afin de maximiser l'impact positif de l'investissement dans de nouvelles infrastructures.

Enfin, la question du contexte politique et de la planification cyclable a fait l'objet de quelques travaux. En effet, comme le souligne Cox (2020), la question des infrastructures cyclables est intimement politique puisque comme les autres infrastructures elles soulèvent la question de l'attribution de ressources limitées ne profitant pas à tous de la même façon. Elles sont des marqueurs d'une certaine sélectivité du pouvoir en favorisant et en rehaussant le statut de certains groupes. Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'automobile a largement façonné le paysage urbain depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale et ceci résulte d'un choix politique reléguant les autres modes de déplacement aux franges de l'espace urbain. La remise en cause de cette politique que nous observons avec la renaissance du vélo vient donc mettre à mal les intérêts des automobilistes, mais également leur position dominante dans le système de transport ce qui engendre des tensions au plan politique. Ces tensions peuvent notamment être observées au travers du phénomène de « bikelash » (Siemiatycki, Smith et Walks 2016) et l'existence d'oppositions organisées (commerçants, conservateurs, résidents opposés à l'embourgeoisement, ex-cyclistes...). La consultation publique, l'engagement communautaire et des démarches de planification « bottom-up » sont autant de facteurs pouvant limiter ces tensions (Wild et al. 2018). Dans les contextes les plus difficiles, Wilson et Mitra (2020) ont identifié quatre stratégies clefs pour faciliter l'acceptation de nouvelles infrastructures cyclables : 1) l'inclusion dans des projets de travaux publics plus larges, 2) l'utilisation de fonds externes, 3) la sélection de sites moins controversés, et 4) l'appui d'un champion politique.

En plus de la dimension politique, le rôle des planificateur.rice.s et des décideur.se.s dans la planification cyclable a aussi fait l'objet de quelques travaux synthétisés récemment par Brezina, Leth et Lemmerer (2020). Plusieurs enquêtes auprès de ces acteurs ont notamment montré que le faible engagement en faveur de politiques cyclables ou l'absence d'une intégration systématique du vélo dans la planification en transport est associé avec une absence de reconnaissance de ce dernier comme un mode de transport légitime. Cette barrière mentale à la

promotion du vélo crée une forme de cercle vicieux dans lequel l'absence d'une planification intégrée empêche le vélo d'atteindre une légitimité comme mode de transport en ville, ce qui à son tour modifie la perception des décideurs quant à la place marginale du vélo comme mode de transport. Le renversement de cette image du vélo dans les esprits des planificateur.rice.s et décideur.se.s semble donc être un pas primordial à effectuer et qui passerait notamment par la mise à jour de la formation des nouveaux professionnel.le.s en transport.

1.1.6 Vélo et villes des Suds

Le vélo dans sa forme actuelle est une invention occidentale qui s'est diffusée à l'échelle mondiale suite à la colonisation, aux guerres et aux voyages. À son introduction, il était souvent perçu comme un objet étranger et a fait face à certaines résistances. Il fut tout de même vite adopté et intégré dans les cultures locales, dans un premier temps, comme emblème du progrès et de la modernité réservé aux élites, puis en se démocratisant aux classes travailleuses (Smethurst 2015). Si l'écrasante majorité de la littérature sur le vélo s'est concentrée sur les villes du Nord, il convient de ne pas oublier qu'il est un mode de déplacement central dans de nombreuses villes des Suds (Chin 2013; Replogle 1992), du fait de sa flexibilité et de son accessibilité au plan économique. En construisant une base de données compilant de nombreuses enquêtes nationales et internationales, Oke et al. (2015) ont ainsi montré que de nombreux pays des Suds ont des niveaux de possession par ménage de vélo très élevés (aux alentours de 60%), notamment en Asie de l'Est et en Amérique du Sud. En revanche, l'Afrique apparaît comme une région où la possession du vélo par ménage (aux alentours de 20%) et par extension son utilisation semble limitée. Nous proposons ici une vue d'ensemble de la question de la place du vélo dans les villes des Suds en nous concentrant sur trois régions : l'Asie du Sud-Est, l'Afrique subsaharienne et l'Amérique du Sud.

1.1.6.1 Asie du Sud-Est

Rhoads (2012) propose une histoire détaillée du vélo en Chine, dont nous résumons ici les grandes lignes. Le vélo y gagna en attrait dès les débuts du XX^e siècle et fut un mode de transport incontournable pour les citadin.e.s dans les années 1950. Ceci s'explique notamment par

l'émergence progressive d'une industrie locale, une imagerie collective très positive à son égard, l'utilisation du vélo par les femmes et des pénuries de pétrole pendant la Seconde Guerre mondiale. À titre d'exemple, à Shanghai, le nombre de vélos est passé d'environ 40 000 à 230 000 entre 1929 et 1948. La période entre 1955 et 1992 fut l'âge d'or du vélo en Chine. Les principales causes de cet âge d'or sont une forte croissance démographique et urbaine, l'évincement des rickshaws à la fin des années 1930, le fait que les rares automobiles dans le pays à l'époque étaient réservées à un usage officiel pour des cadres hauts placé.e.s et le faible développement du transport en commun, laissant comme seule alternative le vélo. Ce n'est qu'au début des années 1990 que le vélo entra dans une phase de déclin correspondant à la réorientation économique du pays et au développement d'une industrie automobile comme un des piliers de cette réorientation. Cette industrie visait autant l'exportation que le marché intérieur était combinée avec des politiques encourageant l'accès à la propriété individuelle d'une voiture. Il est ainsi estimé qu'en Chine, le nombre de cyclistes sur la route a chuté de 35% entre 1995 et 2005 alors que le nombre de voitures est passé de 4,2 millions à 8,9 millions sur la même période. Si le vélo n'a pas complètement disparu des rues, il a perdu son statut de mode de transport dominant et l'aménagement et le développement des villes se sont alors faits sur le modèle de l'automobilité (également urbain et séparation des activités) représentant le progrès et l'aspiration du pays à devenir une puissance mondiale. Plusieurs phénomènes pourraient contribuer aujourd'hui à un retour du vélo dans les villes chinoises : les problématiques de congestion et de qualité de l'air, le développement de services de vélo partage, des parts modales encore élevées dans certaines grandes villes (bien qu'en décroissance) et l'important gain en popularité du vélo électrique (Tiwari, Arora, Anvita et Jain, Himani 2008; Hu et Yin 2018; Z. Li et al. 2017; Weinert, Ma et Cherry 2007). Certaines villes comme Taipei à Taiwan (obtenant la 17e place au Copenhagenize index en 2019) ont démarré récemment des programmes ambitieux pour réintégrer le vélo en ville en combinant un accroissement des infrastructures cyclables, une intégration vélo-transport en commun facilité et des politiques incitatives à l'usage du vélo, l'enjeu étant notamment de le rendre compétitif face aux scooters.

En Inde, le vélo a également été un mode de transport populaire. Le pays a connu un développement économique et industriel moins rapide que son voisin et n'est pas passé par la même période de généralisation de l'usage du vélo. Le fait qu'aujourd'hui encore l'industrie du vélo soit peu développée en Inde contribue à cet état de fait (Venu, Singh et Aryasri 2018). Dans

les années 2000, entre 7 et 15% des trajets étaient effectués en vélo dans les grandes villes, entre 13 et 21% dans les petites et moyennes villes et entre 35 et 65% des ménages possédaient un vélo (Tiwari, Arora, Anvita et Jain, Himani 2008). Comme en Chine, l'utilisation du vélo diminue dans les villes indiennes (D. Jain et Tiwari 2013). Les personnes continuant à l'utiliser sont principalement des cyclistes captif.ve.s qui n'ont pas les ressources économiques pour utiliser un autre mode de transport. Le choix du mode de transport en Inde est intimement lié à la question du statut social et du confort. Les individus sont engagé.e.s dans une forme de carrière en transport dont l'objectif est de passer de la marche à pied à l'automobile (Brussel et Zuideest 2012). Utiliser le vélo est donc généralement perçu comme un signe de pauvreté. Paradoxalement, le vélo peut également être utilisé comme marqueur de richesse par une partie de la population en l'utilisant à des fins récréatives et sportives et en investissant dans du matériel haut de gamme étranger (Anantharaman 2017; Venu, Singh et Aryasri 2018), ce qui s'observe d'ailleurs également en Amérique du Sud (Brussel et Zuideest 2012). Ce rejet du vélo comme mode de transport s'explique aussi par la croissante motorisation, l'absence d'infrastructures cyclable et par conséquent, les importants niveaux de risques que courrent ces utilisateur.rice.s (Tiwari, Jain et Ramachandra Rao 2016). Le pays traverse aujourd'hui une crise en transport qui est alimentée par la croissance démographique, l'étalement urbain, l'exode rural et la rapide augmentation de la motorisation (Singh 2005). Les conséquences sont notamment une importante congestion, des niveaux de qualité de l'air régulièrement très bas et la saturation des services de transport en commun.

1.1.1.1. Afrique Sub-Saharienne

Le vélo a connu une implantation beaucoup plus tardive en Afrique subsaharienne comparativement à l'Asie et est resté plus longtemps un bien issu de la colonisation marquant une proximité avec les colons et/ou un statut social élevé (Smethurst 2015). L'augmentation de la possession du vélo dans cette région a, pour ainsi dire, coïncidé avec les débuts de la voiture dans ses villes (Smethurst 2015). Aujourd'hui encore, le vélo est souvent considéré comme un bien onéreux (notamment dans les régions rurales) et potentiellement difficile à entretenir, car l'absence d'une industrie locale rend difficile l'acquisition de pièces détachées (Hahn 2012). Malgré cela, le vélo joue un rôle essentiel dans l'économie locale en permettant le transport de

personnes et de marchandises à un faible coût (Porter 2007), et le déplacement des enfants à l'école (Lenton 2008; MEDIATE, Soria-lara et Monzon 2020), ce qui se rapproche directement de la *pedal-based economy* mentionnée précédemment dans le courant du *bicycle-urbanisme*. Le vélo serait vraisemblablement plus attractif dans les villes de taille moyenne que dans les grandes villes où les risques associés aux conditions de trafic difficiles et l'absence d'infrastructures cyclables découragent une partie des utilisateur.rice.s potentiels (Rwebangira 2001). Un autre point central est le faible développement du transport en commun notamment dans les villes de taille moyenne, ne laissant alors que le vélo comme alternative à la marche à pied pour les personnes ne pouvant accéder à une voiture (MEDIATE, Soria-lara et Monzon 2020). Ndibatya et Booyse (2020, 1) décrivent le système de transport urbain en Afrique subsaharienne comme "an informal privately-run paratransit system consisting of mini- and micro-buses, shared taxis (jitneys), motorcycle and bicycle taxis". Dans un contexte où une partie non négligeable de la population n'a pas accès à des services essentiels, la question de la place du vélo en ville et des infrastructures cyclables est hautement politique. D'un côté, il peut paraître injustifié d'utiliser des fonds publics déjà restreints pour encourager la pratique du vélo en ville, surtout considérant ces faibles parts modales dans les grandes villes. Mais paradoxalement, il est possible d'argumenter que ces politiques sont en faveur des populations les plus pauvres n'ayant d'autre choix que d'utiliser le vélo dans des conditions souvent dangereuses (A. Wood 2020).

1.1.1.2. Amérique du Sud

L'Amérique du Sud semble se distinguer des deux régions présentées précédemment. En effet, si la possession de vélo y est importante (Oke et al. 2015), les parts modales sont relativement faibles et l'essentiel de déplacements non motorisés se font à pied. En 2011, À Bogota, Santiago et Mexico, les parts modales du transport collectif (respectivement 57%, 33% et 50%) et de la marche à pied (15%, 37%, 30%) dépassent largement celles du vélo (2%, 3% 1%) (Jirón 2013). Si le niveau de motorisation dans ces pays reste modeste, elle connaît une croissance très importante qui est notamment associée avec une augmentation de la pollution atmosphérique et des accidents de la route (Hidalgo et Huizenga 2013). Ces faibles parts modales du vélo s'expliquent vraisemblablement par le développement tardif d'une industrie locale du vélo, ainsi que par une culture du vélo davantage sportive qu'utilitaire. Au Brésil, une telle industrie n'a

émergé que durant la Seconde Guerre mondiale. Le vélo a donc commencé à être accessible en même temps que la voiture. À cette époque, le pays a fait le choix d'encourager l'accès à l'automobile et s'est lancé dans la construction d'infrastructures facilitant son implantation en ville, tout en délaissant le vélo, relégué à un usage récréatif ou à destination des enfants (Medeiros et Duarte 2013). La conséquence a bien sûr été une fois encore la réduction de son utilisation au profit de l'automobile.

Face aux enjeux de mobilité rencontrés dans cette région, les pays ont dû mettre en place des stratégies pour effectuer une transition vers des systèmes de transports urbains durables. Cette réflexion a notamment pris corps au travers de la déclaration de Bogota en 2011 signée par neuf pays (Argentine, Brésil, Bolivie, Chili, Colombie, Paraguay et Uruguay) et portant sur des objectifs communs en matière de transport durable. Hidalgo et Huizenga (2013) distinguent trois niveaux d'engagement pour les pays de cette région formant une hiérarchie : intermédiaire (Brésil, Colombie, Chili, Mexique), initial (Argentine, Équateur, Pérou, Venezuela) et basique (Bolivie, Paraguay, Uruguay). Notons que trois villes dans les pays de la première catégorie ont figuré dans le Copenhagenize index (Copenhagenize eu Design Co 2019a) : Rio de Janeiro 17^e en 2011 et 16^e en 2013, Guadalajara 12^e en 2011, Buenos Aires 14^e en 2015 et Bogotá 12^e en 2019, ce qui n'est pas le cas pour les villes d'Asie de l'Est et du Sud (excepté Taipei en 2019) ou d'Afrique et laisse penser que ce tournant pour une mobilité durable dépasse les simples promesses politiques. Bogota se positionne comme leader de ce mouvement et a reçu beaucoup d'attention dans la littérature scientifique (Rosas-Satizábal et Rodriguez-Valencia 2019; Carvajal et al. 2020; Rodriguez-Valencia et al. 2019). Concernant le vélo, elle s'est notamment fait connaître pour ses programmes encourageant la pratique du vélo tel que 1) l'évènement hebdomadaire Ciclovía consistant à la fermeture à la circulation automobile de près de 100 kilomètres de rues ; 2) la loi vélo offrant des congés supplémentaires aux travailleur.se.s du secteur public, imposant la présence de parc à vélos dans les stationnements pour voiture et imposant aux véhicules à céder la priorité aux personnes utilisant des modes de transport non motorisés ; 3) le plan cyclable de Bogota proposant une vision ambitieuse de la place du vélo au cœur des déplacements ; 4) le programme « l'école à vélo », visant à encourager l'accès à l'école à vélo. La ville est également reconnue pour son écosystème d'acteur.rice.s provélo ainsi que pour son rythme rapide de production de bandes cyclables. Cette combinaison gagnante d'acteur.rice.s, d'infrastructures et de promotion semble être à l'origine du passage de 6 à 9% de la part modale du vélo entre 2017

et 2019 (Copenhagenize eu Design Co 2019b) et de la réduction des risques d'accident (Carvajal et al. 2020).

1.1.6.2 Points communs

Si leurs situations sont diversifiées, les villes de ces différentes régions font donc face à des enjeux similaires en matière de transport durable. La lutte contre l'érosion de la part modale du vélo au profit des modes de transports motorisés semble se jouer autour de quatre axes majeurs : l'intégration transport en commun et vélo (nécessaire dans le contexte d'étalement urbain) ; la mise en place d'infrastructures et de règlements limitant l'exposition des cyclistes aux accidents de la route, au bruit et à la pollution atmosphérique et permettant des déplacements efficaces ; rendre le vélo accessible aux populations les plus pauvres (représentant une manne d'usager.ère.s potentiel.le.s) pour lutter contre les inégalités en transport ; lutter contre l'image d'un mode de transport obsolète signe d'indigence.

Il est intéressant de noter que cette situation de déclin de l'usage du vélo est très similaire à celle qu'ont connue les villes du Nord après la Seconde Guerre Mondiale. L'industrialisation, la hausse des niveaux de vie et la consolidation progressive d'une classe moyenne sont directement associées avec une hausse de la possession d'automobile et un déclin marqué de l'utilisation du vélo. À cela s'ajoute une très forte pression démographique sur les espaces urbains, notamment causée par un important exode rural. Cette pression se traduit par un étalement urbain galopant que de nombreuses villes ont du mal à réfréner. Il engendre un allongement des distances à parcourir entre les lieux de travail et d'habitation qui impacte directement l'efficacité du vélo comme mode de transport. Un autre point commun est la question des cyclistes captif.ve.s. Pour de nombreuses personnes dans de situations précaires, le vélo est le seul mode de transport accessible ou encore un outil de travail indispensable (transport de personnes et de marchandises), les forçant à circuler des conditions souvent dangereuses pour leur santé. De ce fait, le vélo souffre d'une image péjorative, le plus souvent associée à l'indigence. Paradoxalement, dans les villes avec une population très pauvre, le vélo aurait tout de même le potentiel d'offrir un mode de transport efficace à de nombreux citadin.e.s démuni.e.s et se déplaçant à pied.

Ce déclin n'est cependant pas absolu ni une fatalité. Certaines villes ont tenté de lancer des programmes d'aménagement en faveur du vélo notamment en développant des nouvelles infrastructures cyclables ou en offrant des services de vélo-partage. Plusieurs études indiquent assez clairement que des résultats positifs n'ont été atteints que lorsqu'une approche intégrée et incluant les habitant.e.s a été mise en place (Jennings, Petzer et Goldman 2016; Sagaris 2014; Sagaris 2015).

1.2 Pollutions atmosphérique et sonore en milieu urbain

Proposons d'emblée une définition du terme pollution qui nous servira de référence : l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) définit une pollution comme étant « l'introduction de substance ou d'énergie dans l'environnement ayant des effets délétères de nature à mettre en danger la santé humaine, les ressources vivantes et écosystèmes et impacter ou interférer avec des aménités ou autres utilisations légitimes de l'environnement »² (Agence européenne pour l'environnement 2018). Cette définition souligne la diversité des pollutions possibles, mais aussi la nécessité d'établir des seuils pour chacune au-delà desquels elles sont dommageables pour l'être humain dans le cas des études sur l'exposition des populations. Nous avons retenu cette définition puisqu'elle permet de considérer simultanément et avec un cadre d'analyse commun les pollutions atmosphérique et sonore, objets de cette thèse.

1.2.1 Les villes, des milieux intrinsèquement pollués

La ville a toujours été un milieu intrinsèquement pollué. En effet, la concentration d'activités, de populations et de déplacements génère inévitablement une concentration de nuisances et une plus grande exposition des citadin.e.s. Brimblecombe (2012) dresse un portrait intéressant d'une ville européenne de l'époque médiévale : dense, aux rues étroites et hautes, formant des canyons emprisonnant les fumées émises par les foyers domestiques et différentes industries (forges, boulangeries, tanneries, etc.). Cependant, ce n'est qu'avec la croissance démographique et la révolution industrielle que ces problématiques deviendront réellement centrales dans les villes du

² Traduction libre

Nord. Des épisodes marquants comme « The great smog of London » en 1952 qui aurait provoqué la mort de plusieurs milliers de personnes (les chiffres à ce sujet varient) ou encore le nuage de la vallée de la Meuse en Belgique en 1930 ont contribué à marquer durablement les consciences quant aux problèmes causés par la pollution atmosphérique. Le cas de la pollution sonore n'a été considéré que bien plus tard (probablement, car moins manifeste) et reste aujourd'hui moins étudié que celui de la pollution atmosphérique. À titre d'exemple, notons que les premières mesures sérieuses concernant la qualité de l'air prise par l'Union européenne datent de la fin des années 1990 avec notamment la directive 96/62/EC en 1996 sur la qualité de l'air, alors que la première directive (2002/49/EC) concernant la pollution sonore date de 2002. Au Québec, la loi sur la qualité de l'environnement de 1972 constitue le début de la prise en compte de la pollution atmosphérique industrielle, ainsi que le règlement sur la qualité de l'atmosphère de 1979. Concernant le bruit, aucune politique québécoise unifiée n'existe encore bien qu'un rapport récent de l'Institut national de Santé Publique du Québec milite dans cette direction : « au moins dix ministères et onze organisations se partagent des responsabilités en cette matière. La prévention et une atténuation significative des effets du bruit pourraient être obtenues au moyen d'une politique publique impliquant tous les secteurs et paliers décisionnels » (Martin, Deshaies et Poulin 2015, 1).

Si au début de la révolution industrielle, les industries sont les principales sources de nuisances sonores et atmosphériques en ville, elles sont rattrapées au milieu du XX^e siècle par le transport du fait notamment de la démocratisation de l'automobile. La situation s'est améliorée dans les villes du Nord grâce à la prise en compte de la dimension environnementale par les gouvernements et l'émergence du concept de développement durable depuis le rapport Brundtland (1987) et la conférence de Rio (1992). Cependant, elle reste critique dans de nombreuses villes des Suds du fait de l'importance du secteur industriel, de la production énergétique par les énergies fossiles, de la combustion des déchets et de la biomasse à des fins de chauffage ou agricole, de l'augmentation du parc automobile, mais aussi de politiques de mitigation des nuisances encore à leurs prémisses.

L'OMS propose une base de données intéressante sur la concentration annuelle de particules fines ($PM_{2,5}$ et PM_{10}) dans près de 3000 villes et 103 pays (WHO 2016). Il s'agit sans doute de la source la plus fiable pour décrire la situation à l'échelle mondiale même si un seul type de polluant

est présenté et que la situation a pu évoluer au cours des dernières années. En 2013, sur les 1459 villes inventoriées, plus de 61% dépassent la limite recommandée par l'OMS de concentration moyenne annuelle de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le PM₁₀, et 74% dépassent la limite de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le PM_{2,5}. Ce taux explose dans plusieurs régions : Afrique, Est de la méditerranée, Amérique (pays à faible revenu), Europe (pays à moyen à faible revenu), Asie du Sud-Est et Ouest-Pacifique, pour lesquelles, 96% des villes recensées (174) dépassent la norme de PM₁₀ et 100% la limite de PM_{2,5}. Si l'on compare les villes du Nord et du Sud global, on observe des différences très significatives (au seuil de 0,001) avec des niveaux de concentration annuelle de PM₁₀ et PM_{2,5} plus élevées en moyenne de $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{2,5}) et de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM₁₀) dans les villes du Sud comparativement aux villes du Nord. Il est intéressant de noter que près de 79% des villes ayant fourni des données se situent en Europe, parmi les pays à haut revenus ce qui témoigne notamment de l'efficacité des directives européennes en matière de suivi et de régulation de la pollution atmosphérique.

Malheureusement, un tel jeu de données à l'échelle mondiale n'existe pas pour la pollution sonore. Ceci s'explique notamment par la plus faible prise en considération de cette pollution. Mentionnons tout de même le *Worldwide Hearing Index* développé par une entreprise allemande (Mimi Hearing Technologies 2017) qui se base sur plus de 200 000 tests auditifs à travers le monde pour dresser un bilan de l'impact du bruit sur l'audition. La cartographie de cet indice indique une situation mondiale contrastée. Les pays les plus touchés se situent en Asie de l'Est, au Proche Orient et en Amérique du Sud. Sans surprise, les pays les moins touchés se situent quant à eux en Amérique du Nord et au nord de l'Europe. Le projet collaboratif *Noise Capture* mérite également d'être mentionné ici. Il s'agit d'une application libre d'accès permettant d'enregistrer des niveaux sonores avec n'importe quel téléphone intelligent et qui centralise les données connectées dans une base de données ouverte (Picaut et al. 2019). Il s'agit cependant d'un projet récent et ne permettant en aucun cas d'effectuer des comparaisons internationales fiables.

1.2.2 Pollution atmosphérique : nature, mesure, sources et évaluation

Prenons le temps ici de définir plus clairement le concept de pollution atmosphérique. Selon l'OMS, il s'agit de « la contamination de l'air par des agents chimiques, physiques ou biologiques

modifiant les caractéristiques naturelles de l'atmosphère » (WHO 2015). Les études se penchant sur la pollution de l'air distinguent deux formes de polluants (Vallero 2014) : les gaz et vapeurs et les particules en suspension. Dans le premier cas, c'est la concentration dans l'air de certaines molécules sous forme gazeuse connues pour leur toxicité (mesurée en microgramme/mètre cube : $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou en particules par millions : ppm). Dans le second, c'est la présence en suspension dans l'air de particules plus ou moins grossières qui est mesurée en termes de nombre (pour les particules les plus fines) ou en termes de masse (pour les particules plus grossières). Les particules fines sont généralement étudiées en fonction de leur diamètre, les catégories utilisées le plus fréquemment sont les particules ultrafines (UFP), les particules plus petites que 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) et les particules plus petites que 10 μm (PM_{10}). Leurs sources, leurs comportements dans l'air ainsi que leurs impacts sur le corps humain diffèrent largement, ce qui justifie de toutes les étudier. Parmi leurs effets, on relève habituellement les nausées, les difficultés respiratoires, les irritations de la peau et des voies respiratoires, le développement de certains types de cancer, les malformations congénitales, le retard de développement chez les enfants, la réduction de l'activité du système immunitaire, etc. (Kampa et Castanas 2008). Si le fonctionnement exact des impacts des polluants atmosphérique sur la santé sont encore peu connus, plusieurs mécanismes ont pu être identifiés à savoir :

- l'inflammation des voies respiratoires, la modification covalent de protéines clefs au niveau intracellulaire;
- la réaction à la présence de composés biologiques impliquant une inflammation et une réponse immunitaire;
- la stimulation de nocirécepteurs et de l'activité du système nerveux autonome régulant la fréquence cardiaque et la réactivité des voies respiratoires;
- l'effet procoagulant des particules ultrafines après leur passage dans les voies respiratoires;
- la suppression de mécanismes normaux de défenses tels que les fonctions des macrophages alvéolaires.

L'OMS identifie le dioxyde d'azote (NO_2), les particules fines (PM), l'ozone (O_3) et le dioxyde de soufre (SO_2) comme les polluants dont les impacts sur la santé sont les plus importants. Ces derniers sont également les plus étudiés comme le suggère une revue récente de la littérature (Khan et al. 2018). Ils sont présents dans respectivement 66%, 73%, 17,5% et 8,7% des 57

articles considérés portant sur l'exposition aux polluants atmosphériques générés par le trafic routier. Il ne s'agit bien sûr pas des seuls polluants mesurés, le carbone noir (BC), les composés organiques volatils (VOCs), l'oxyde d'azote (NO), l'oxyde de carbone (CO) et le dioxyde de carbone (CO₂) sont aussi retenus et mesurés dans de nombreuses études. Le Tableau 1.1 présente ces différents polluants en indiquant leurs principales sources au Canada et différentes valeurs limites d'exposition. Ces dernières varient d'un organisme à l'autre. Nous présentons notamment ici les valeurs recommandées par l'OMS, par le centre pour le contrôle et la prévention des maladies (États-Unis, basées sur le Occupational Safety and Health Administration General Industry Air Contaminants Standard 29 CFR 1910.1000) et les lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel du Canada. Ces valeurs peuvent être spécifiées à plusieurs échelles temporelles d'exposition : valeurs guides à long terme (un an), à moyen terme (moyenne sur 24 heures, 8 ou 10 heures), à court terme (moyenne sur 1 heure à 15 minutes) ou encore des valeurs seuils à ne pas dépasser en tout temps. Cela dépend bien sûr des types d'effets des polluants sur la santé des populations.

Tableau 1.1. Principaux polluants étudiés : sources et valeurs limites d'exposition

Polluant	Principales sources ^a	Valeurs limites
NOX (NO + NO ₂)	36% : transport 30% : industrie pétrolière et gazière	NO ₂ : 40 µg/m ³ moyenne annuelle * 200 µg/m ³ moyenne horaire *
O ₃	Essentiellement issu de la réaction produite par la chaleur, l'ensoleillement les NOX et les VOCs	100 µg/m ³ moyenne sur 8 heures * 62 ppb moyenne sur 8 heures ** 0,2 mg/m ³ moyenne sur 8 heures ****
SOX (SO + SO ₂)	32% : industrie minière et métallurgique non ferreuse 27% : services d'électricités 33% : industrie pétrolière et gazière	SO ₂ : 20 µg/m ³ moyenne sur 24 heures * 500 µg/m ³ moyenne sur 10 minutes *
PM (PM _{2,5} , PM ₁₀)	86% : poussière, feux et agriculture 5% : combustion de bois de chauffage 1 % : transport	PM _{2,5} : 10 µg/m ³ moyenne annuelle * 8.8 10 µg/m ³ moyenne annuelle ** 25 µg/m ³ moyenne sur 24 heures * 27 µg/m ³ moyenne sur 24 heures **
VOCs	39% : industrie pétrolière et gazière 18% : peintures et les solvants 9% : transport 6% : combustion de bois de chauffage	PM ₁₀ 20 µg/m ³ moyenne annuelle * 50 µg/m ³ moyenne sur 24 heures ** Varie grandement d'un composé à l'autre : Butoxyethanol : 11 000 µg/ m ³ moyenne annuelle *** Chloropropène : 1 µg/m ³ moyenne annuelle *** Acétone : 70000 µg/m ³ moyenne annuelle ***
CO	36% : transport 15% : combustion de bois de chauffage	9 ppm moyenne sur 8 heures 35 ppm moyenne sur 1 heure
BC	31% : combustion de bois de chauffage 30% : transport	3,5 mg/ m ³ moyenne sur 8 heures *****

^a Environnement et changement climatique Canada (2021)

*: WHO (2021) ; ** : CCME (2021) ; *** Health Canada (2017) ; ****Barsan (2007).

Dans leur revue des outils et techniques de mesure de l'exposition aux pollutions, Khan et al. (2018) ont distingué deux familles de méthodes : les approches déterministes et les approches stochastiques. Les premières se basent sur les connaissances théoriques de la physique, de la chimie ou de la biologie et les traduisent en des modèles mathématiques prédictifs. Ces modèles se basent notamment sur quatre déterminants de la concentration des polluants atmosphériques : 1) les déplacements des polluants, 2) leur diffusion, 3) leurs transformations chimiques, et 4) leur dépôt (Daly et Zannetti 2007). Les modèles issus de cette approche sont difficiles à appliquer dans le cas de la pollution atmosphérique pour plusieurs raisons. Tout d'abord, la dynamique des gaz et de l'atmosphère est hautement complexe et donc difficile à prédire. Deuxièmement, un inventaire exhaustif des sources d'émission doit être présent pour que les prévisions du modèle

soient justes, ce qui est d'autant plus difficile que la pollution atmosphérique peut se disperser sur des très grandes distances (Vallero 2014).

Les approches stochastiques ne reposent pas sur des mécanismes physiques ou chimiques, mais sur l'association statistique entre des mesures de pollution et un ensemble de prédicteurs (trafic routier, proximité aux sources d'émission, météorologie, etc.). Les *Land Use Regression* (LUR) sont certainement les méthodes les plus utilisées, notamment du fait de leur caractère empirique, de leur performance avérée (Hoek et al. 2008; Ryan et LeMasters 2007) et de la facilité de leur mise en œuvre. Les principaux désavantages de ces méthodes sont l'absence de mise en avant de relations de causes à effets, la nécessité d'effectuer de larges collectes de données pour nourrir les modèles et les coûts qu'elles engendrent.

Ces deux types d'approches ont permis de construire des connaissances solides sur le comportement de la pollution atmosphérique en milieu urbain. La Figure 1.4 propose un résumé des mécanismes les plus connus à ce jour.

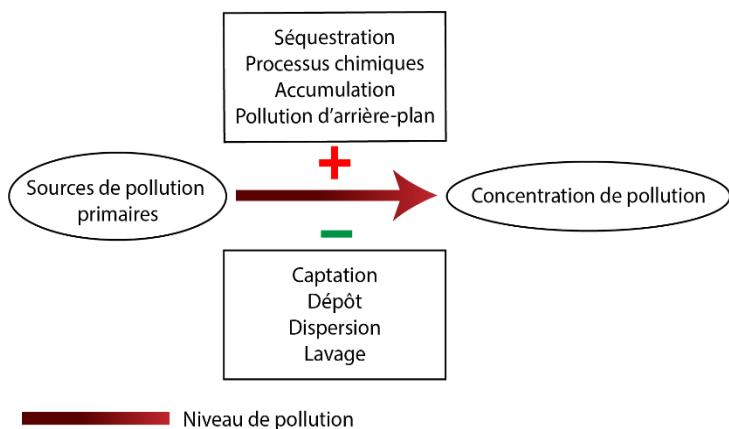


Figure 1.4 Principaux processus contribuant à la concentration de la pollution atmosphérique en milieu urbain

Les sources de pollution primaires correspondent aux émissions de polluants directes telles que la fumée d'une cheminée ou les gaz d'échappement d'un véhicule. Cette pollution peut être accentuée par des processus de séquestration, soit la rétention des polluants engendrant leur accumulation. Aux sources primaires s'ajoutent les sources secondaires, soient les processus chimiques et physiques régissant la transformation des molécules et des particules. Ceux-ci sont spécifiques à chaque polluant, Berkowicz (2000) illustre par exemple l'importance de la présence

d'ozone dans l'atmosphère dans la formation du NO₂ par oxydation du NO dans son modèle de prédiction du NO₂. Un deuxième mécanisme très connu est le rôle de l'humidité de l'air dans l'agglomération des particules fines. Ces dernières peuvent être émises directement, notamment par les sources mentionnées dans le Tableau 1.1, mais 40% de leur concentration dans l'air est attribuable à des formations dites indirectes ou secondaires, notamment permises par la présence de molécules d'eau dans l'air (Zhang et al. 2015).

La pollution d'arrière-plan correspond à l'accumulation des polluants et se distingue de la pollution immédiate. Il est important de la prendre en compte, car elle permet de distinguer les variations propres à un environnement des variations spatiales (d'une ville à l'autre par exemple) ou temporelles (saisonnière, journalière, etc.). La concentration de polluants dans l'air peut être réduite par des mécanismes comme la dispersion (généralement produite par le vent), le lavage (du fait des précipitations), la captation (effectuée par des plantes ou des appareils de filtrage de l'air), ou encore le dépôt (particules retenues par des surfaces réduisant leur présence en suspension). Enfin, l'éloignement à la source d'émission de la pollution atmosphérique contribue également à réduire la concentration de la pollution selon la loi de diffusion de Fick (Vallero 2014, 54).

1.2.3 Pollution sonore : nature, mesure, sources et évaluation

Pour définir la pollution sonore, nous proposons de commencer avec une définition du bruit issue d'un dictionnaire classique (Larousse 2016) : « ensemble des sons perçus comme étant sans harmonie, par opposition à la musique ». Cette définition souligne le caractère subjectif du bruit : une perception relative au jugement des personnes. Si cette définition n'est pas adaptée dans le contexte des études sur la pollution sonore avec une dimension quantitative, il convient de souligner qu'une approche qualitative du bruit est également présente dans la littérature, soit l'étude des paysages sonores. Ce concept introduit par Schafer (1969) propose d'aborder le bruit dans son environnement comme une composition musicale, tenant compte de l'expérience subjective des individus et sans la connotation négative liée au mot bruit. Ainsi, un espace où la pression acoustique est élevée pourrait tout de même disposer d'un paysage sonore de qualité du fait de la présence et conjonction de sons jugés agréables.

Dans cette thèse, nous privilégiions une approche plus traditionnelle et quantitative du bruit avec le concept de bruit environnemental : « l'ensemble des sons non désirés créés par des activités humaines et étant considérés comme nocifs ou nuisibles à la santé ou la qualité de vie humaine³ » (Murphy, King et Rice 2009). Le bruit environnemental est mesuré à l'aide de l'échelle des décibels qui se calcule ainsi :

$$L_p = 10 * \log_{10} \left(\frac{p}{p_0} \right)^2 [dB]$$

avec p la pression mesurée, p_0 la pression la plus faible perceptible par l'échelle humaine (à 1000Hz, 2×10^{-5} N/m²).

La Figure 1.5 propose un aperçu des correspondances entre l'échelle décibels et plusieurs événements sonores.

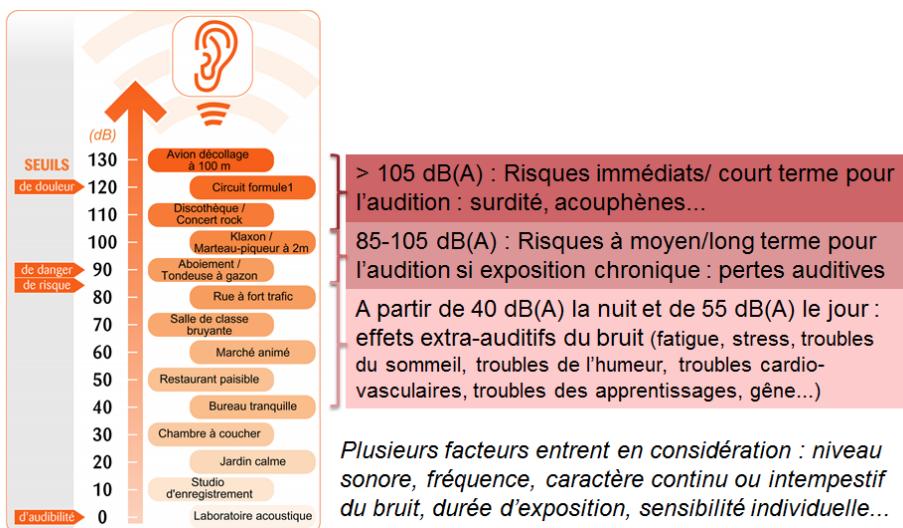


Figure 1.5 Échelle des décibels

Source : BruitParif, <https://www.bruitparif.fr/l-echelle-des-decibels/>

Cette échelle prend donc comme référence le son le plus faible perceptible par l'oreille humaine (p_0), et s'étend selon une fonction logarithmique de base 10. Ainsi, chaque augmentation d'un décibel correspond à un écart de pression plus important que l'augmentation précédente (à la

³ Traduction libre

différence d'une échelle linéaire où chaque augmentation d'un décibel serait associée au même écart de pression). Ce fonctionnement s'ajuste à l'oreille humaine qui distingue moins bien les variations des niveaux de bruit les plus élevés. Une seconde échelle est également très couramment utilisée (acceptée de facto dans les études sur le bruit environnemental selon Murphy et King (2014)) : l'échelle dB(A) qui est un ajustement de l'échelle dB. Le correctif A prend ainsi en compte la fréquence du son puisque l'oreille humaine est plus sensible aux sons aigus (hautes fréquences : sirène de police) qu'aux sons graves (faibles fréquences : bruit de moteur). À titre d'exemple, une augmentation de 3 dB(A) correspond à une multiplication par deux de l'intensité sonore (avec un taux d'échange de 3).

Le fonctionnement physique du son est aujourd'hui bien connu et il est possible de prévoir son comportement et son niveau dans un milieu urbain (Murphy et King 2014). Rappelons que le son est une vibration, plus précisément une variation de pression sur l'air. Il se propage dans l'espace sous forme d'une onde caractérisée par sa fréquence (nombre d'oscillations par seconde, de hautes fréquences correspondent à des sons aigus), son amplitude (valeur maximale de pression de l'onde soit la quantité d'énergie qu'elle véhicule), et sa longueur d'onde (distance parcourue par une onde pendant une oscillation). Quatre mécanismes principaux atténuent le son : la divergence géométrique (réduction du bruit avec l'éloignement de la source du fait de la répartition de la pression sur la surface de sa sphère de propagation), l'absorption atmosphérique (perte d'une partie de l'énergie en chaleur du fait des frottements avec l'air, dépendamment de la température, l'humidité, la pression atmosphérique et de la fréquence du son), l'absorption du son par des surfaces poreuses (végétation, sol nu etc.) et la diffraction (produite par des barrières physiques, mais aussi par le vent). La Figure 1.6 résume ces différents processus.

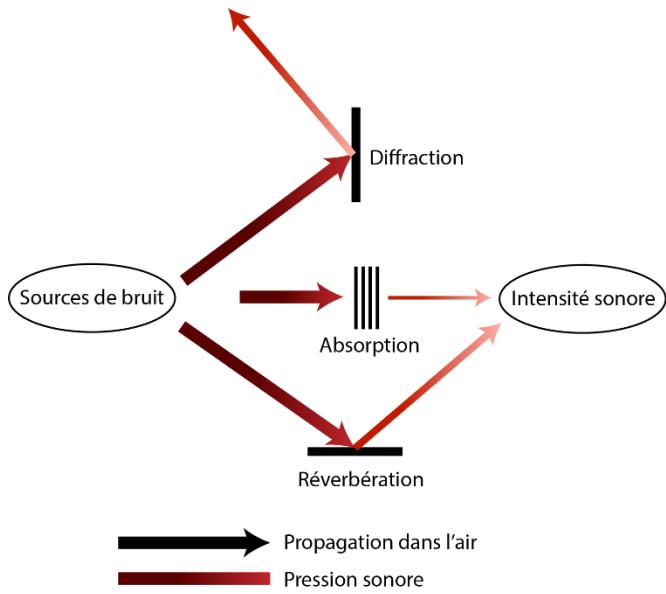
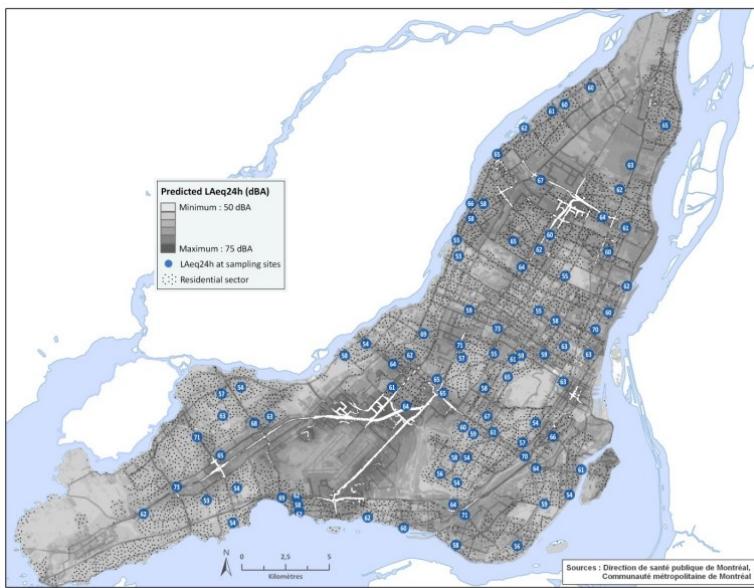


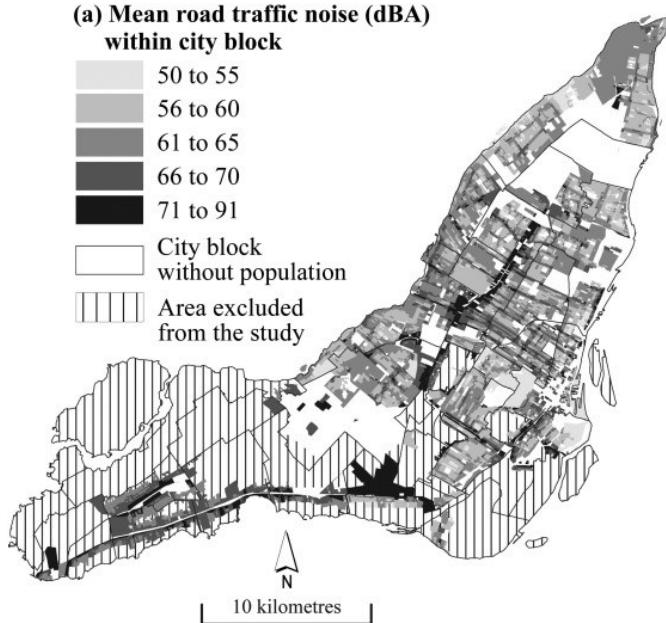
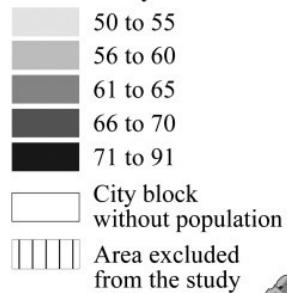
Figure 1.6 Principaux processus de propagation du bruit dans un environnement urbain

Les principales sources de bruit environnemental en ville listée par l'OMS (WHO 2011) sont dans l'ordre d'importance : le transport (routier, ferroviaire et aérien), la construction, l'industrie, les sources communautaires (voisinage, radio, télévisions, bars, restaurants, etc.) et les sources de loisir (feu d'artifice, concerts, festivals, etc.). Cette fine connaissance du fonctionnement du son permet aux modèles déterministes de la pollution sonore d'être plus précis que ceux développés pour la pollution atmosphérique. Ils tiennent le plus souvent compte des sources de bruit (trafic routier, industrie, aéroport, etc.), des éléments de l'environnement (végétation, bâti, espaces ouverts, etc.) et dépendent généralement des contraintes législatives des pays dans lesquels ils sont développés (Steele 2001). Les modèles stochastiques sont aussi régulièrement utilisés, notamment via les LUR pour les mêmes raisons que pour les études concernant la pollution atmosphérique (facilité de mise en œuvre, dimension empirique, et efficacité) (Aguilera et al. 2015; Xie, Liu et Chen 2011). À titre d'exemple, mentionnons les travaux de Goudreau et al. (2014) et de Carrier et al. (2016) qui ont tous deux réalisé une carte de bruit à Montréal en utilisant respectivement une méthode stochastique et une méthode déterministe. La Figure 1.7 présente les deux cartes. Plusieurs similarités peuvent être observées, les alentours des grands parcs (Mont-Royal, Maisonneuve, Bois de Liesse, etc.) ont tendance à être des secteurs moins bruyants, alors que les axes majeurs (autoroute 40, 20 et 15) ont tendance à être des secteurs plus bruyants. Relevons aussi que des disparités sont présentes, notamment au nord de l'île.



Méthode stochastique (Goudreau et al. 2014)

**(a) Mean road traffic noise (dBA)
within city block**



Méthode déterministe (Carrier, Apparicio et Séquin 2016)

Figure 1.7 Comparaison d'une méthode stochastique et déterministe pour cartographier le bruit à Montréal

À présent que les concepts de pollutions atmosphérique et sonore ont été définis, nous allons nous intéresser plus spécifiquement à l'exposition des cyclistes en milieu urbain.

1.3 L'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores (revue de la littérature systématique)

Cette section sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores reprend intégralement un article publié récemment dans la revue *Transport Reviews*. Elle constitue de cœur de la revue de littérature, à partir de laquelle les questions de recherche sont formulées et la méthodologie est développée.

Formulaire d'inclusion d'un article à la thèse de doctorat

Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : Gelb, Jérémy

Description de l'article

Titre :	Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review
Nom des auteurs :	Jérémy Gelb et Philippe Apparicio
Revue avec comité de lecture :	Transport Reviews
État du cheminement :	<input checked="" type="checkbox"/> Publié date de publication : 08 / 03 / 2021 <input type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input type="checkbox"/> Soumis
Résumé*	Cyclists constitute a population particularly exposed to atmospheric and noise pollution in urban environments; at the same time, they contribute to its reduction. For about ten years now, more and more studies have been completed to assess cyclists' exposure, comparing this mode of transportation with others, quantifying its impacts in term of individual and collective health, understanding cyclists' perceptions regarding their exposure, etc. Though some literature reviews have examined some of these specific issues, none have yet proposed a general overview of this field of study. Therefore, this mapping literature review fills this gap by jointly analysing 205 articles and identifying elements of consensus and

	disagreement, as well as existing gaps. Among others, our results indicate that the cities in the South and exposure to noise are under-studied and that cyclists' ventilation is still too rarely accounted for, regardless of the type of studies. Modelling studies regarding exposure are too heterogeneous methodologically to allow a generalisation of their results. Conversely, intermodal comparison studies clearly indicate overexposure for cyclists compared to other modes. Also, health studies conclude that, either individually or collectively, the benefits of cycling surpass the costs of exposure to atmospheric pollution. The knowledge produced by this research trend remains difficult to exploit by urban planners, but the recent work done seems to offer more practical perspectives to professionals.
--	---

Contribution de chaque coauteur

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

Identification du coauteur	Description de la contribution
Jérémy Gelb	Principal chercheur : collecte des articles dans les différentes bases de données, lecture et compilation des informations présentes dans les articles, analyse des résultats, élaboration des tableaux et figures et rédaction de l'article.
Philippe Apparicio (directeur)	Évaluation de la structure de l'article et révision de l'article.

Référence complète de l'article

Gelb, Jérémy et Philippe Apparicio. 2021. « Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review. » *Transport Reviews* 0 (0). Routledge: 1-24.
doi:[10.1080/01441647.2021.1895361](https://doi.org/10.1080/01441647.2021.1895361).

Déclaration

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

Coauteur	Signature	Date
Jérémie Gelb		2021-07-30
Philippe Apparicio		2021-07-30

Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review

Jérémie Gelb  and Philippe Apparicio 

Institut national de la recherche scientifique, Urbanisation Culture Société, Montréal, Canada

ABSTRACT

Cyclists constitute a population particularly exposed to atmospheric and noise pollution in urban environments; at the same time, they contribute to its reduction. For about ten years now, more and more studies have been completed to assess cyclists' exposure, comparing this mode of transportation with others, quantifying its impacts in term of individual and collective health, understanding cyclists' perceptions regarding their exposure, etc. Though some literature reviews have examined some of these specific issues, none have yet proposed a general overview of this field of study. Therefore, this mapping literature review fills this gap by jointly analysing 205 articles and identifying elements of consensus and disagreement, as well as existing gaps. Among others, our results indicate that the cities in the South and exposure to noise are under-studied and that cyclists' ventilation is still too rarely accounted for, regardless of the type of studies. Modelling studies regarding exposure are too heterogeneous methodologically to allow a generalisation of their results. Conversely, intermodal comparison studies clearly indicate overexposure for cyclists compared to other modes. Also, health studies conclude that, either individually or collectively, the benefits of cycling surpass the costs of exposure to atmospheric pollution. The knowledge produced by this research trend remains difficult to exploit by urban planners, but the recent work done seems to offer more practical perspectives to professionals.

ARTICLE HISTORY

Received 19 November 2020

Accepted 22 February 2021

KEY WORDS

Environment; urban transport; cyclist; air pollution; noise; exposure

Introduction

The bicycle has experienced a rebirth since the beginning of the twenty-first century in many Northern cities (Pucher, Buehler, & Seinen, 2011). This rebirth is partly explained by its benefits to physical and mental health, its ecological nature, revitalisation of city centres, and growing congestion in the cities. More recently, the COVID 19 pandemic has significantly impacted urban transport systems and researchers suggest that

CONTACT Jérémie Gelb  jeremy.gelb@ucs.inrs.ca  Institut national de la recherche scientifique, Urbanisation Culture Société, 385 rue Sherbrooke E, Montréal H2X 1E3, Canada

 Supplemental data for this article can be accessed at <https://doi.org/10.1080/01441647.2021.1895361>.

© 2021 The Author(s). Published by Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group.
This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>), which permits non-commercial re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited, and is not altered, transformed, or built upon in any way.

1.3.1 Introduction

The bicycle has experienced a rebirth since the beginning of the twenty-first century in many Northern cities (Pucher, Buehler, & Seinen, 2011). This rebirth is partly explained by its benefits to physical and mental health, its ecological nature, revitalisation of city centres, and growing congestion in the cities. More recently, the COVID 19 pandemic has significantly impacted urban transport systems and researchers suggest that bicycle modal share has increased (Huang et al., 2020). Today, the bicycle is considered by planners to be a sustainable mode of transportation with net benefits for society (Gössling & Choi, 2015). In many cities of the global South, despite increasing motorisation, the bicycle remains a significant mode of transportation due to its flexibility and its accessibility (Oke, Bhalla, Love, & Siddiqui, 2015). However, due to their direct proximity with traffic and increased ventilation, cyclists are directly exposed to this pollution though they do not generate it. Combined with a broad domination of the vehicle in traffic spaces in most parts of cities worldwide, this generates a blatant situation of injustice in transportation (Gössling, 2016). Parallel to this, the development of low-cost sensors in the last decade generated a real paradigm shift in studying these types of pollution (Snyder et al., 2013). This opened up new fields of studies on cyclists' exposure by contributing data at finer spatial and temporal scales than traditional networks using static monitoring stations are capable of producing.

In this context, it is not surprising to see that a field of research on cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution was developed. It should be mentioned that literature reviews already exist on specific research topics such as the comparison of levels of exposure according to mode of transportation (Cepeda et al., 2017; de Nazelle, Bode, & Orjuela, 2017), the impacts of bicycling on health (Knibbs, Cole-Hunter, & Morawska, 2011; Mueller et al., 2015), or even the inhaled doses of pollutants by cyclists (Bigazzi & Figliozi, 2014). Considering the diversity of research on cyclists' exposure, a systematic review discussing the different lines of research is necessary for the intersection of their contributions, and to put into perspective the consolidated knowledge and remaining gaps. This information is essential to orient upcoming research studies and the practice of professionals in development and transportation. To this effect, we propose this mapping literature review (Grant & Booth, 2009). Only air and noise pollution exposures are considered here because of their known relationships and because they are often analysed with similar conceptual frameworks and methods. Risk of accident is also an important concern, but is

less directly linked to the two other exposures, is already extensively studied, and many literature reviews are available.

1.3.2 Review methodology

The issue of cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution is at the intersection of many domains (particularly transportation, health, environment, urban planning). We have excluded articles in the fields of physics, chemistry, and engineering, and only English publications published before 1 January 2021 in peer-reviewed scientific journals were retained. They were extracted from four databases. The first two, Web of Science and Scopus, are multidisciplinary. GreenFile (EBSCO) identifies studies on the relationship between the human being and the environment. Transport Research International Document (TRID), as its name indicates, specialises in research on transportation. The search query utilised for the four databases is the following: ((POLLUT* OR NOISE) AND (CYCLI* OR BIKE OR BICYC*) AND EXPOSURE), applied to titles, summaries, and key words. After removing duplicates, we screened the papers during two sorting phases (the first on titles, the second on summaries) and included the encountered relevant references to the corpus for a total of 205 articles (see Supplementary material S1).

1.3.3 Results

In a first section, we identify six trends of studies among the articles selected. In a second section, we present the evolution of these studies in terms of both time and space. In the third section, we provide detail for the pollutants studied and the collection methods used. Finally, the last section reviews in details each of the six groups separately.

1.3.3.1 Classification of the studies identified according to six trends

We compiled the articles identified according to six main research questions:

- What are cyclists' levels of exposure to atmospheric and/or noise pollution? (entitled observation studies, 34 articles)
- How do these levels of exposure vary according to the transportation mode utilised? (comparison studies, 56 articles)
- What factors contribute to an increase or a decrease of these levels of exposure? (modelling studies, 35 articles)
- What are the impacts of these exposures on cyclists' health? (health studies, 52 articles)
- To what extent could cyclists' exposure be reduced? (planning studies, 16 articles)
- What are cyclists' perceptions, behaviours, and strategies toward these pollutants? (perception studies, 21 articles)

The studies intersecting different questions were duplicated in their respective categories.

1.3.3.2 Spatial temporal evolution

1.3.3.2.1 Two main periods

We distinguish two periods in the development of studies on cyclists' exposure: the phase of pioneer studies (2001–2011), followed by a phase of diversification (2012–present) (Figure 1.8 a). The first phase includes 36 articles mainly about European cities (Figure 1.8 b) and is dominated by intermodal comparison studies and health impact assessments. The second period (2012–2020) consisting of 169 articles is characterised by a diversification of research questions and fields of study.

1.3.3.2.2 A high concentration in the cities of the North

The majority of the studies were carried out in cities of the global North (Figure 1.9), a finding shared by several literature reviews on the subject (Cepeda et al., 2017; Kaur, Nieuwenhuijsen, & Colvile, 2007; Mueller et al., 2015; Raza, Forsberg, Johansson, & Sommar, 2018). We reiterate that we have selected solely articles in English, which certainly contributes to this imbalance. Europe is by far the region that has been studied most extensively, particularly Belgium ($n = 23$)

and the Netherlands ($n = 20$). This can most likely be explained by the high modal share of cycling in numerous Northern European cities, and by the implementation of surveillance policies and mitigation of atmospheric and noise pollution in the European Union. Some research teams also reused the same databases for different research, or simultaneously studied multiple cities, which increases this concentration.

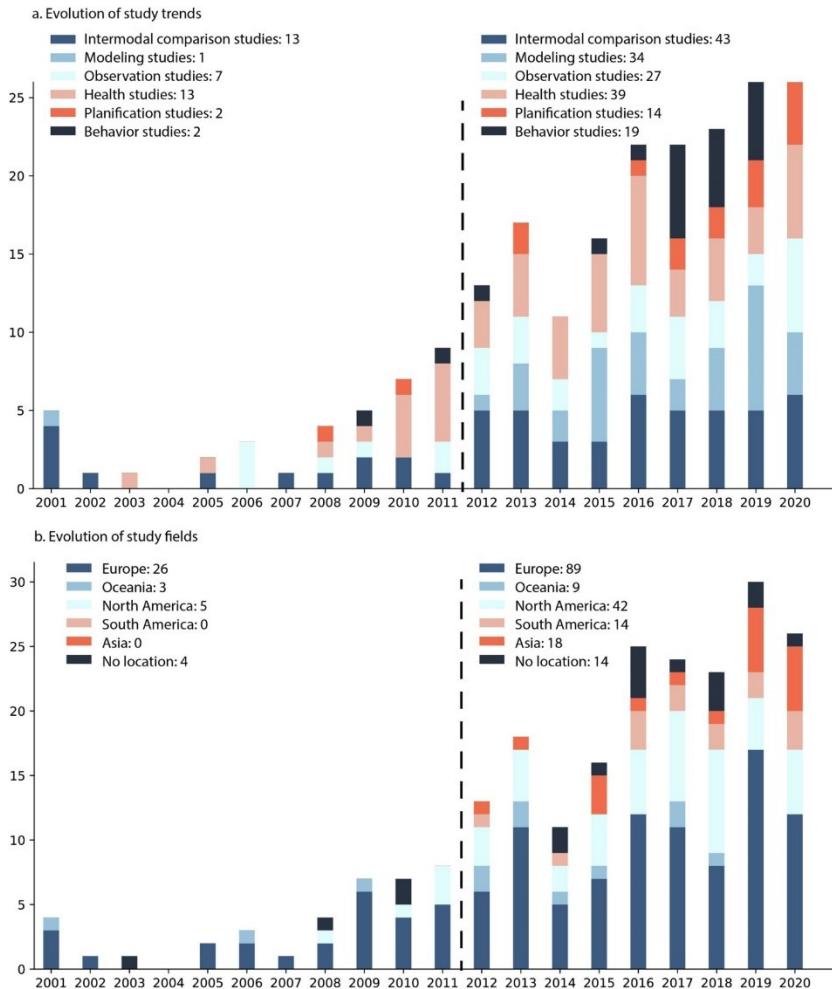


Figure 1.8 Temporal evolution of type and location of the selected studies

The small number of studies in the cities of the Global South is paradoxical considering that the levels of noise and atmospheric pollution are regularly much higher than those observed in the cities of the North, and that an appreciable part of the population uses active modes of

transportation because of economic constraint and not by choice. A few recent studies were led in Asia (especially China and India) and in South America (Columbia and Brazil); Africa, Indonesia, but also Japan remain forgotten territories in this field of research.

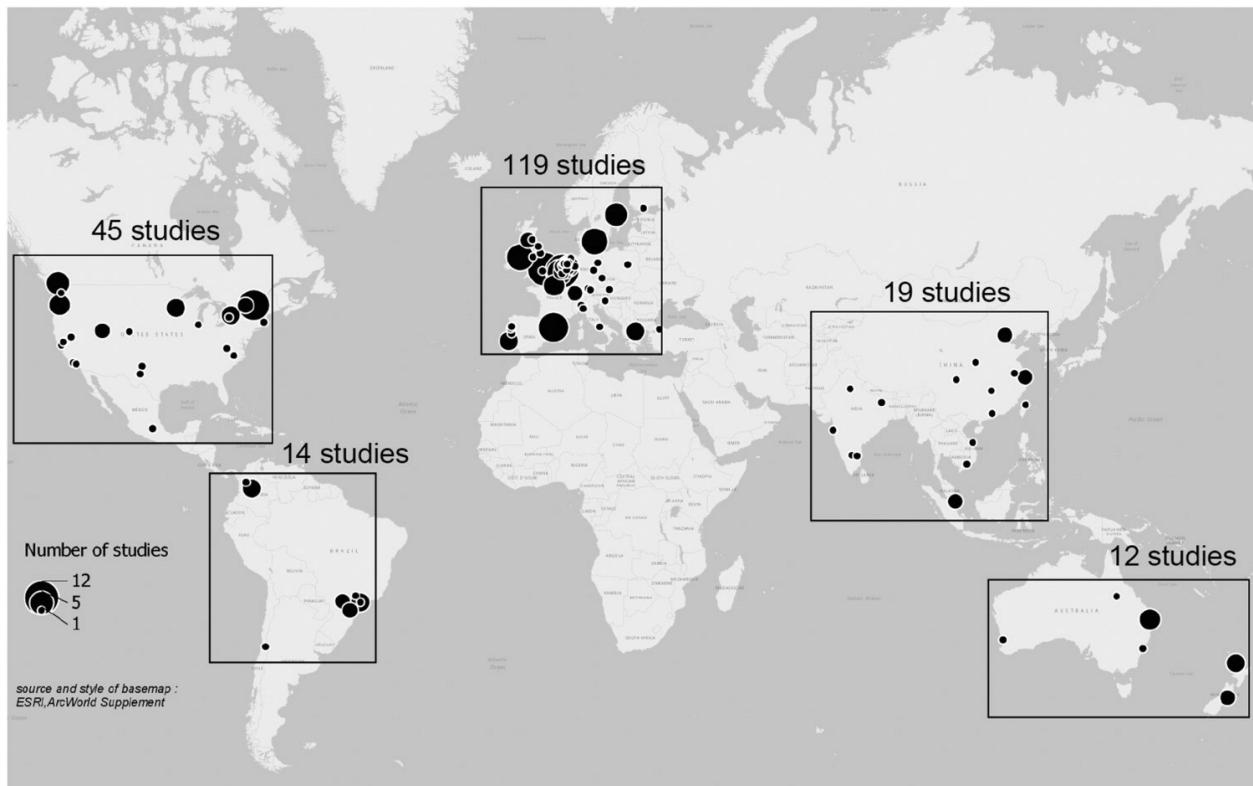


Figure 1.9 Map of the selected studies

1.3.3.3 Pollutant considered: domination of particulate pollutants and low consideration for noise

Particulate pollutants are by far the ones most intensively studied (Table 1.2): PM₁₀ ($n = 46$), PM_{2.5} ($n = 93$), UFP ($n = 42$), PNC ($n = 24$) and Black Carbon (BC or soot, $n = 59$). The gas pollutants more intensively studied are respectively carbon oxides (CO₂, $n = 6$; CO, $n = 27$) and nitrogen oxides (NO₂, $n = 28$; NO_x, $n = 10$). The Volatile Organic Compounds (VOCs, $n = 17$) are also often studied, but group together an exceptionally large number of different molecules. This distribution of pollutant studies is similar to that reported by Bigazzi and Figliozi (2014) in a literature review on cyclists' inhalation of atmospheric pollution.

Three reasons can explain the marked dominance of particulate pollutant studies. These pollutants were measured starting with the first studies on cyclists' exposure, thus establishing a path dependence. Furthermore, particulate pollutants and more specifically particulates with smaller diameters ($<1\text{ }\mu\text{m}$) have significant impacts on health (Anderson, Thundiyil, & Stolbach, 2012). Finally, road traffic is one of the main particulate emitters through combustion (fine particulates), break and tire abrasion, and dust resuspension (coarse particulates). They are therefore extensively used to represent cyclists' exposure to atmospheric pollution produced by road traffic.

Table 1.2: Considered pollutants

Pollutant	Studies (n)
PM _{2.5}	93
Ultrafine Particles (UFP)	42
Black Carbon (BC or soot)	59
PM ₁₀	46
Carbon Monoxide (CO)	27
Nitrogen Oxides (NO ₂ or NO _x)	38
Particle Count (PNC)	24
Volatile Organic Compounds (VOCs)	17
Carbon Dioxide (CO ₂)	6

1.3.3.4 Multiple exposure

Interestingly, only 24 studies considered noise exposure. Among these, 17 also include atmospheric pollution. This shows that cyclists' exposure to noise and their multiple exposure are understudied. This is probably because cyclists' physical effort and ventilation act as multipliers in their exposure to atmospheric pollutants, which is not the case for noise. Add to this the increased complexity of the collection and structuring of data due to the addition of supplementary measuring equipment.

The degree of correlation observed between cyclists' exposure to noise and atmospheric pollutants varies according to the pollutants measured and the temporal and spatial aggregation of data. The majority of studies report low correlations (<0.25) (Apparicio, Carrier, Gelb, Séguin, & Kingham, 2016; Boogaard, Borgman, Kamminga, & Hoek, 2009; Gelb & Apparicio, 2020; Liu et

al., 2019; Minet et al., 2018b; Okokon et al., 2017) and in more rare cases, average correlations (<0.6) (Boogaard et al., 2009; Liu et al., 2019; Okokon et al., 2017). Beyond these simple correlations, a series of studies (Dekoninck et al., 2015b; Dekoninck, Botteldooren, & Int Panis, 2013, 2015a) proposed to model cyclists' exposure to BC with their exposure to noise and used very detailed data (one second resolution and spectral noise measurement). More particularly, the authors suggest that the low frequencies in the sound spectrum are more correlated with the concentration of BC and would therefore reflect part of the environmental noise produced by road traffic. This finding suggests that cyclists' exposure to noise and atmospheric pollution are two related issues, but one cannot summarise the other.

1.3.3.5 Ventilation still poorly considered

Due to their physical activity, cyclists have a higher average ventilation than users of motorised transportation modes, inducing superior inhalations of atmospheric pollutants (Int Panis et al., 2010). Ventilation is therefore a key parameter where there is an interest in cyclists' exposure. When ventilation is not considered, cyclists' exposure is systematically underestimated in comparison with other transport modes and the effect of other parameters increasing the physical activity (like slope, travel speed, wind, etc.) are hidden.

Among the studies measuring exposure to atmospheric pollution, only 59 include ventilation and inhalation of atmospheric pollution in their analysis. Furthermore, 30 of them simply use fixed averages for ventilation (recommended by health agencies such as the EPA or other studies), 19 model it with another measure of physical activity (heart rate, metabolic equivalent of task, speed, acceleration) and only 10 measure it directly with biometric t-shirts or mobile spiroergometric devices, most of them being health studies concerned about individual short-term response to air pollution exposure. Note here that a study compared five methods to estimate intake dose of traffic-related air pollution (Dons et al., 2017) and indicated high correlations between them. Despite the central role it plays regarding cyclists' exposure, ventilation still remains inadequately integrated in these studies. This finding is also shared by Bigazzi and Figliozi (2014) and Cepeda et al. (2017).

1.3.3.6 Data collection: extensive versus intensive

The studies including primary data collection are part of the change in the current paradigm of measuring pollution (Snyder et al., 2013). Exposure data are collected in movement with the help of portable sensors, unlike traditional approaches using fixed measurement stations. This approach allows to capture the spatial and temporal finer variation in cyclists' exposure, contrary to fixed stations which tend to underestimate exposure for individuals (Cole-Hunter, Morawska, Stewart, Jayaratne, & Solomon, 2012; Krecl et al., 2019; Van den Bossche et al., 2015).

Two data collection approaches clearly stand out. The first ($n=94$) is characterised by the repetition of measurement on predetermined routes. It mainly aims to meet four objectives: compare the levels of exposure for similar routes according to mode of transportation; compare the levels of exposure for different routes with the same origins and destinations; compare the levels of exposure and potential impacts on health between routes with minimal and maximal exposure to road traffic; estimate the average levels of exposure on specific segments.

This intensive approach is interesting since the replication of measures on the same route allows us to quantify the variability of measures of exposure. The high variability observed can be explained by the use of portable sensors that are less precise than the reference stations and by one-time events that may affect exposure values (passing of a heavy goods vehicle, car horn, swirling up of dust, etc.). The issue of the number of repetitions necessary on an axis to have a representative sampling was the object of two articles (Anowar, Eluru, & Hatzopoulou, 2017; Van den Bossche et al., 2015) that come to similar conclusions (approximately 17 passages).

The second approach ($n=35$) leaves the participants totally free to move or imposes diversified itineraries to maximise spatial coverage and the diversity of the urban environment. Compared to the intensive approach, it generates data with a higher variability but allows for a better potential of city-wide generalisation (if the coverage of the collection is extensive and dense). Locally, the small number of repetitions on a same axis does not allow for defining a typical exposure value for a street segment. However, the extensive approach proposes an indirect form of replications: the multiplication of sample routes necessarily involves taking measures in similar environments and allows for the stabilisation of the parameters being studied. It is not surprising that the extensive collection method is more often used for modelling studies, whereas health and

comparison studies regarding exposure according to mode of transportation mainly use the intensive approach. These two approaches are therefore complementary as they do not meet the same objectives.

1.3.3.7 Detailed analysis of six trends

1.3.3.7.1 Observation studies, a descriptive backdrop

Observation studies measure exposure for a few cyclists for a restricted number of routes and limited to a descriptive analysis. Often, these papers constitute test cases for new mobile monitoring stations developed by research teams (Elen et al., 2013; Kaur et al., 2006; Mead et al., 2013). This description can mobilise a spatial analysis, in particular with the mapping of values for the pollution measured; a temporal analysis comparing different times of day, days of the week or seasons, or even establishing a relationship with other parameters such as wind speed and its direction, the use of alternate routes and the proximity of road traffic (Berghmans et al., 2009; Cole-Hunter et al., 2012; Lonati, Ozgen, Ripamonti, & Signorini, 2017; Targino et al., 2016). Since these different parameters are not considered simultaneously, the conclusions that can be drawn from these studies are limited, their main interest being to provide information on cyclists' typical exposure values in different cities.

1.3.3.7.2 Intermodal comparison studies, heterogeneity of the exposure, and the importance of ventilation

These studies aim to compare cyclists' levels of exposure to atmospheric and noise pollution to that of other modes of transportation. There are already three literature reviews specifically addressing intermodal comparison studies (Cepeda et al., 2017; de Nazelle et al., 2017; Kaur et al., 2007). However, they only address atmospheric pollution. We shall detail their results before presenting complementary elements, thus avoiding any repetitions.

Cepeda et al. (2017) present a review of 39 articles. By calculating the exposure ratios according to transportation mode, they found that in the majority of cases, drivers are more exposed to all the atmospheric pollutants than those using active modes of transportation (+22% according to the median ratio). Those who use active modes of transportation would be less exposed because they are farther away from the centre of the road – where the concentration of pollutants is the

highest— and they are not enclosed in a compartment. The authors noted significant differences according to the pollutants measured, which led to a strong heterogeneity of the ratios calculated. Added to this, Kaur et al. (2007) already noted the inter-mode air pollution exposure variations but also stressed the important intra-mode variations caused by many factors such as geographical location, meteorological conditions, or traffic parameters. When inhalation (present in only 12 of 39 studies) and the length of travel are taken in account, it is quite clear that those who use active modes of transportation absorb more pollutants than others. For the same route, the dose of atmospheric pollutants inhaled by a driver would be equivalent to only 22% (median ratio) than those inhaled by users of active transportation.

The review by de Nazelle et al. (2017) is a meta-analysis including only 10 articles solely for European cities. In most of these studies, the differences in intermodal exposure are insignificant ($p > 0.05$); however, inhalation was not considered in this meta-analysis. One last interesting result put forward by de Nazelle et al. (2017) is the deviation between the values observed by fixed stations (measuring background pollution) and portable sensors (measuring individual exposure), which was also noted by Kaur et al. (2007). The levels of direct exposure for cyclists were close to twice as much as the levels of background concentrations for PM_{2.5} and UFPs, three times higher for BC, and more than four times higher for CO. This finding highlights the relevance of using portable sensors to estimate cyclists' exposure.

Our own findings are along the same lines as these three reviews. Of the 56 articles retained, we have extracted the average exposure values (or medians depending on available values) from the different atmospheric pollutants. Then, we calculated the ratio between exposure for cyclists and drivers for each article. Thus, we obtain 105 ratios where the average is 1.41, the median 1.01, and the interquartile interval 0.88. We therefore share the findings of Cepeda et al. (2017), de Nazelle et al. (2017) and Kaur et al. (2007): on average, cyclists seem less exposed to atmospheric pollutants but the high variability between the studies moderates the finding.

For the average levels of inhalation, we noted 76 comparisons between drivers / cyclists. We obtain much more significant differences disadvantaging cyclists with an average of 0.47, a median of 0.21, and an interquartile interval of 0.27. It must be noted that the median is close to the value first reported by Cepeda et al. (2017), indicating that cyclists would absorb 5 times as much atmospheric pollutants than drivers. Likewise, we noted a lower heterogeneity for inhalation

results (interquartile interval of ratios 0.88 vs 0.27), which once again highlights the essential role of ventilation.

Only seven intermodal comparison studies – cyclists versus drivers – accounted for the levels of exposure to noise (Apparicio, Gelb, Carrier, Mathieu, & Kingham, 2018; Boogaard et al., 2009; Kraus et al., 2015; Liu et al., 2019; Okokon et al., 2017; Vouitsis, Taimisto, Kelessis, & Samaras, 2014; Yao, Ma, Cushing, & Lin, 2017). Note that Boogaard et al. (2009) does not report on the descriptive statistics for the levels of exposure to noise for cyclists and drivers, and that Okokon et al. (2017) does not report on the data for exposure to noise for drivers in Rotterdam. Thus, we dispose of only seven drivers-cyclists comparisons for noise, that is, Montréal, Helsinki, Thessaloniki (2 values), Toronto, Chengdu, and Augsburg with respective differences of 1.92, 6.0, 4.0, 4.2, 14.2, 8.5 and 1.5 dB(A) each time to the detriment of cyclists. These deviations are far from being insignificant but because of the low number of studies completed, it is difficult to say that this situation is systematic in the urban environment.

1.3.3.7.3 Modelling studies: a heterogeneous research axis under development

The third study group ($n = 35$) aims to identify which factors significantly impact cyclists' levels of exposure, the scale of their effects, and potentially the practices to be implemented to reduce these levels of exposure. Regression techniques are the most often used, especially classic linear regressions ($n = 20$). Only a few articles stand out by employing more advanced methods such as:

- Spatial regressions (spatial-lag) to account for spatial autocorrelation (Apparicio et al., 2016);
- Mixed effects regressions (GLMM) to account for the pseudo-replication induced by group effects (Gelb & Apparicio, 2019; Hatzopoulou et al., 2013b; Pattinson, Kingham, Longley, & Salmond, 2017; Zuurbier, Willems, Schaap, Van der Zee, & Hoek, 2019);
- Generalised Additive Models, to include non linear relations between independent variables and the dependent variable (Dekoninck et al., 2013, 2015a; Gelb & Apparicio, 2019, 2020);

Machine Learning algorithms – Random Forest, Support Vector Regressions, neural networks, or the k-nearest neighbours – are also useful, and often compared with regression models. Considering the complexity and nonlinearity of relations between atmospheric and noise pollutants and the urban environment, these advanced methods (i.e. spatial regressions, GLMM, GAM, and Machine Learning) are worth more regularly integrating in studies.

The quality of the models' adjustment varies greatly from one study to the next, particularly due to the diversity of the pollutants measured, the quantity of data collected, the temporal resolution, the collection method, and the eventual aggregation of data. We indicated the R^2 values when these were available (47 values obtained). Although they do not allow comparison between models, they provide an idea of the scope of regression models' capacities to predict cyclists' exposure. For most of the studies, the R^2 values vary between 0.23 and 0.69 (first and last deciles), including studies modelling noise. This indicates that the data collected on cyclists' exposure includes a significant portion of potentially unexplainable variance, due to the high spatio-temporal variability of the phenomenon.

We also distinguish two groups of studies on the modelling of cyclists' exposure. The first is inspired by Land Use Regression (LUR) (Hoek et al., 2008). As with LUR, which aim to predict and map concentrations of atmospheric pollutants using data collected from fixed stations, these studies aim to generate exposure mapping with data from mobile collections for a given territory, and therefore locate eventual exposure hotspots (Dekoninck, Botteldooren, & Int Panis, 2015a; Hankey & Marshall, 2015; Hong & Bae, 2012; Minet et al., 2018a; Targino et al., 2016; Van den Bossche, De Baets, Verwaeren, Botteldooren, & Theunis, 2018; Van den Hove, Verwaeren, Van den Bossche, Theunis, & De Baets, 2020). In other words, the first objective of these LUR based on mobile collections resides not so much in understanding the model as in the final mapping and prediction capacity of the model.

Contrary to this, a second study group adopts a more comprehensive approach to cyclists' exposure and attaches a particular importance to the identification of factors contributing to significant decrease or increase of levels of exposure (Apparicio et al., 2016; Apparicio & Gelb, 2020; Brand et al., 2019; Gelb & Apparicio, 2019, 2020; Krecl et al., 2019; Pattinson et al., 2017; Qiu, Wang, Zheng, & Lv, 2019).

The predictive factors integrated in these studies can be split into six distinct categories. They are detailed below by frequency of utilisation; this order does not reflect the size of the effects of these different parameters.

Weather

Temperature, humidity, and wind speed are most often controlled, and more rarely precipitations, atmospheric pressure, and wind direction. The first two parameters are generally measured directly by portable pollution monitors that usually have sensors for temperature and humidity. The others are obtained from local weather services or through fixed stations. These measures are therefore not taken in real time but come from secondary data on temporal (hourly or half-hourly) or spatial scales that are much less precise.

One study also integrated sunshine in the prediction of BC but with no significant result (Merritt et al., 2019). Yet, considering the significant impact of UV radiations on the interactions between different gas pollutants, this parameter would be worth considering in a more systematic fashion. In almost all the studies, the meteorological parameters had a significant and appreciable impact on cyclists' exposure to atmospheric pollutants. However, the significance and direction of these relations are uncertain, varying according to the pollutant and interactions with other variables (particularly temporal factors). As an example, concerning UFPs, many studies have found that an increase in temperature was associated with an increase of their concentration (Minet et al., 2018a; Pattinson et al., 2017), while others indicate a decrease (Farrell, Weichenthal, Goldberg, & Hatzopoulou, 2015; Hatzopoulou et al., 2013b). In the same vein, Qiu et al. (2019) found a negative relationship between humidity and UFP concentration, whereas Farrell et al. (2015) and Minet et al. (2018b) found a positive relationship.

Wind direction is almost always insignificant in the models presented. Wind speed, on the other hand, is a parameter that provides more consensus: when it increases, the concentration of the different atmospheric pollutants decreases, whether they are gas or particles (Apparicio et al., 2016; Hatzopoulou et al., 2013b; Hong & Bae, 2012).

Considering the significance of these control factors for modelling atmospheric pollution, a study not integrating any weather parameters should necessarily be the object of a review.

Concerning exposure to noise, meteorological parameters seem to play a less significant role. (2018b) have reported a negative association between exposure levels to noise and wind speed, with a decrease of -0.371 dB(A) for each additional km/h, and no effect with temperature. On the other hand, Apparicio et al. (2016) and Gelb and Apparicio (2020) found no significant relationship between exposure to noise and temperature, humidity, and wind speed.

These meteorological variables should continue to be integrated in noise prediction models since they directly impact noise propagation in the air. However, the incapacity of the models to detect these impacts suggests that the size effects are limited.

Road traffic

The objective of the second group of variables is to describe road traffic, the main source exposure for cyclists. This is a difficult phenomenon to measure, being integrated into the models through indirect indicators. More often, it is the type of axis on which the measure is taken (Dons et al., 2013; Farrell et al., 2015; MacNaughton, Melly, Vallarino, Adamkiewicz, & Spengler, 2014). The underlying assumption is that major axes support a higher volume of vehicles than minor axes. However, the typology of the axes does not only reflect the effect of traffic but also that of the street's morphology (width, street-canyon), which may make the interpretation of results difficult. Similarly, the typology of cycling infrastructure allows to distinguish between on-street and off-street infrastructure. Off-street infrastructure is farther away from road traffic where lower levels of exposure are generally observed. Note that from one study to the next, the diversity of street typologies represented complicates comparison of results. The collaborative mapping project OpenStreetMap constitutes an interesting opportunity to surpass this limit since it provides a road network that is relatively complete in numerous cities with a harmonised typology (Gelb & Apparicio, 2019, 2020).

Other studies utilise daily traffic volume estimations (Bigazzi & Figliozzi, 2015; MacNaughton et al., 2014; Minet et al., 2018a) or do direct counting of vehicles (particularly from videos of these routes) (Hatzopoulou et al., 2013b; Zuurbier et al., 2019). Direct counting of vehicles during cyclists' journeys allows the capture of immediate impact of traffic on cyclists' exposure (for each additional vehicle met), while estimations of daily traffic volume and types of streets capture a more systematic dimension of pollution (that is, accumulation in the case of atmospheric pollution).

These two dimensions are complementary, and it would be advantageous to study them simultaneously. In all cases, road traffic is associated with a significant increase of exposure to atmospheric and noise pollution.

Temporal factors

Temporal factors group together variables describing the time of day (Apparicio et al., 2016; Brand et al., 2019; Dons et al., 2013), the day of the week (Gelb & Apparicio, 2019; Hofman, Samson, Joosen, Blust, & Lenaerts, 2018), or the season (Liu et al., 2019). In fact, atmospheric and noise pollution are closely related to the flow of activities and the weather variations that follow specific temporal patterns. Therefore, these are essentially important control variables. However, if mobile data collection provides the opportunity to obtain data on a precise spatial scale, they do not allow an efficient capture of the temporal dimension of atmospheric and noise pollution. Because they are done over short time periods, they do not allow the capture of daily and seasonal systematic variations, a task for which traditional networks of fixed measurement stations are more relevant.

Urban environment

The characteristics of the urban environment most often utilised are directly inherited from the LUR, more particularly the land use densities (residential, industrial, commercial, green spaces and parks, etc.) in a given radius surrounding sections sampled. Add to this the remoteness of equipment such as railways, major axes, bus stops, airports, ports, and industries, etc. The results of these studies are contradictory at times, which can be explained by the high number of variables multiplied by the different buffer sizes selected by step-wise regressions. Nonetheless, some general trends emerge: remoteness of polluting equipment (airport, plants, bus lines, railways, major roadways), density of green spaces and presence of vegetation, generally allowing for the reduction of exposure levels to atmospheric pollutants. Conversely, industrial and commercial sectors, as well as residential density, are associated with superior exposure levels (Hong & Bae, 2012; Minet et al., 2018a, 2018b; Van den Bossche et al., 2018).

On a more micro scale, many studies also integrate characteristics relative to the street's configuration, such as density of buildings (Apparicio et al., 2016), street-canyon (Dekoninck et al., 2013; Gelb & Apparicio, 2020; Krecl et al., 2019; Van den Bossche et al., 2018), number of intersections (Apparicio et al., 2016; MacNaughton et al., 2014), presence of vegetation

(MacNaughton et al., 2014), and slope (Gelb & Apparicio, 2019). However, we still do not have enough cases of application to come to a consensus.

Background pollution

Background pollution corresponds to the regional levels of concentration of atmospheric and noise pollution. It varies in time and space and adds to local pollution to the extent cyclists are exposed. Controlling background pollution is essential in studying the local variation of cyclists' exposure. To do so, some authors propose the use of data from fixed stations. These data can be included as control variables in the models constructed (Bigazzi & Figliozi, 2015; Hofman et al., 2018; Krecl et al., 2019; MacNaughton et al., 2014; Merritt et al., 2019). Another approach consists of calculating a data correction factor for individual exposure based on background concentration values upstream of the analysis (Dekoninck et al., 2013; Dons et al., 2013; Hankey & Marshall, 2015; Hong & Bae, 2012). The addition of temporal and spatial factors in the models is also an indirect way of controlling the effect of background pollution without having recourse to data from fixed stations. If the temporal dimension is often integrated (see preceding section), accounting for the spatial dimension of background pollution is rare (Adams, Yiannakoulias, & Kanaroglou, 2016; Apparicio & Gelb, 2020; Dons et al., 2013; Gelb & Apparicio, 2019, 2020; Liu et al., 2019).

Pseudo-replication

Surprisingly, most studies do not consider the problem of pseudo-replication. Nevertheless, three autocorrelation sources characterise the mobile data collected on cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: temporal (Gelb & Apparicio, 2019, 2020), spatial (Adams et al., 2016; Apparicio et al., 2016; Gelb & Apparicio, 2020), and group effects (Farrell et al., 2016; Hatzopoulou et al., 2013b; Liu et al., 2019; Zuurbier et al., 2019) autocorrelations. For the first, it is evident that two successive measures of a cyclist's exposure have more of a chance of being similar than two measures taken randomly in time, which can be directly transposed for space. Finally, the plurality of sensors, participants, collection days, and cities in the same study are as many factors generating group effects. In fact, two measures from the same sensor, on the same day or in the same city, have more chances of being similar than two measures taken randomly. When these effects are not accounted for, the outcomes of the models (values of parameters and degree of significance) are potentially biased. These elements should be taken into account

systematically in modelling studies, especially considering the array of methods available to limit their effects.

Modelling studies constitute a disparate group within which it remains difficult to reach elements of consensus. However, they provide interesting perspectives about development due to their capacity in identifying urban environmental factors having a significant influence on cyclists' exposure, or again to map out this exposure.

1.3.3.7.4 Health studies, health assessment versus acute reponse to exposure

The utilisation of active modes of transportation such as cycling has a positive impact on the health of individuals (Kelly et al., 2014). Due to the risk of accidents and the effects of exposure to atmospheric and noise pollutants on health, many authors attempt to verify if the benefits of cycling surpass the risks incurred or not. To answer this question, two main types of approaches were developed: the Health Impact Assessment studies and the Response to Short Term Exposure studies.

Health impact assessment studies

The first study group ($n = 19$) is based on a macro approach with secondary data (modal share, average levels of exposure, relative risks to different exposures, etc.). For a given population or scenario, they propose the estimation of the net impacts of cycling in terms of mortality and morbidity, taking into consideration cyclists' exposure to atmospheric pollutants, road accidents, and their physical activity, but also global benefits like reduced congestion, GES emissions, or noise and air pollution reduction at the city level. Mueller et al. (2015), De Nazelle et al. (2011) and Hartog, Boogaard, Nijland, and Hoek (2010) proposed three literature reviews on the matter. More particularly, they conclude that most of the cities studied are in Northern countries (Australia, Europe, New-Zealand, North America) and that, in these contexts, the benefits of physical activity always largely surpass the risks associated with collisions and atmospheric pollutants, no matter what methodological choices are made. However, if the health benefits outweigh the risks at the population and individual levels, people shifting from motorised transport modes to active ones carry most of the burden of increased exposure to traffic risk, air pollution, and noise. Again, $PM_{2.5}$ is the most studied pollutant while exposure to noise is generally overlooked. It is very unlikely that the addition of the effects of exposure to noise would offset the results of these studies, but it

could certainly contribute to a slight reduction of the benefits of the physical activity. Our own findings largely confirm these conclusions.

Still considering fine particles, it is interesting to mention the conclusions of Tainio et al. (2016), who proposed the generalisation of these results on a global scale (1600 cities) with data from the WHO's annual levels of PM_{2.5} concentration. The benefits of the physical activity would only be offset by the risks associated to atmospheric pollutants after 90 min of cycling with PM_{2.5} levels of concentration of 100 µg/m³. Such levels are reached by only about 1% of the cities listed in the database, most of them being large Southern cities such as Delhi, Kānpur (India), and Xingtai (China).

Response to short term exposure studies

The second study group ($n = 31$) is interested in cyclists' short-term physiological response to exposure to or inhalation of fine (PM₁₀, PM_{2.5}) and ultrafine particles in Europe, Australia, and Canada. We can distinguish two sub-groups, the first one studies cyclists' exposure in real conditions, and the second one in a controlled environment. The design of the first group is always essentially the same: a small number of participants is recruited to cycle on two predetermined routes. One of these routes aims to minimise cyclists' exposure to traffic (Low Exposure Route – LER), and the second, to maximise it (High Exposure Route – HER). A set of health indicators are measured before and up to 6 h after exposure to detect delayed effect (Strak et al., 2010; Zuurbier et al., 2011b). The parameters studied are indicators of pulmonary functions (Cole, Carlsten, Koehle, & Brauer, 2018; Park, Gilbreath, & Barakatt, 2017), markers of inflammation and stress (Cole et al., 2018; Zuurbier et al., 2011a), and more rarely, indicators of cardiac functions (Buregeya, Apparicio, & Gelb, 2020; Weichenthal et al., 2011). If, for each study, the LER levels are significantly lower than those of HER, the effects on health are very inconsistent, a finding shared by Knibbs et al. (2011). The models (control over the effect for participants, weather, background pollution, and actual levels of exposure) include only a few significant parameters, although the direction of the relationships seems to indicate a negative impact on health for short-term overexposure. It is interesting to note that for these studies, the levels of exposure, even for HER, were low compared to what was observed in the studies mentioned in the previous sections, maybe explaining these small effects. The second group has a similar design: a limited number of participants are exposed to controlled levels of air pollution (most of the time diesel exhaust) or

filtered air during moderate to high exercise levels on a cycle ergometer. The health indicators are measured before and after the trials, and compared with paired t-test or GLMM to control within subject variability. Again, the results are mixed, and researchers suggest that complex interactions between physical activity, sympathetic response to air pollution, and mixture of pollutants explain this uncertainty (Giles, Brandenburg, Carlsten, & Koehle, 2014; Koch et al., 2020; Madden et al., 2014).

Again, exposure to noise is rarely studied (Buregeya et al., 2020) and so, this is also the case for the combined effects of these exposures to noise and atmospheric pollutants on cyclists' health. Therefore, it would seem relevant to conduct this type of study in cities where levels of exposure are higher and cycling practices are widespread, such as large Indian cities.

1.3.3.7.5 New Developments

The last two study groups correspond to the development of new research questions.

Study of itineraries, how to orient cyclists and reduce their exposure

Among the studies of the preceding groups, few of them brought operational elements to orient the practice of planning cycling networks. This gap should be linked to the words of Koglin and Rye (2014), exposing that the theoretical bases for the planning of bike paths are not extensively developed compared to that for motorised vehicles. Many studies ($n = 12$) propose studying the actual and potential itineraries for cyclists in the city in order to reduce their exposure. Hertel, Hvidberg, Ketzel, Storm, and Stausgaard (2008)'s initial idea is quite simple. By estimating the concentrations of many atmospheric pollutants on different segments of the road and bicycle network in a city, it is possible to calculate a travel cost on these segments representing approximately the quantity of atmospheric pollutants inhaled. Based on these data, Hertel et al. (2008) proposed a comparison between fictional itineraries minimising time on the route (MTP) and those minimising the dose of atmospheric pollutants cumulated (MDC). This first study on the city of Copenhagen found the average difference of 15% for the accumulated doses of MTP and MDC. This approach has been reproduced and enhanced. Thus, Ribeiro and Mendes (2013) included exposure to noise, Hatzopoulou et al. (2013a) used trips from an origin-destination survey. Wang, Dirks, Ehrgott, Pearce, and Cheung (2018) used a shortest path algorithm with dual objective, aiming to minimise both the time needed for the trip and the dose of pollutants

accumulated, leading to multiple solutions and allowing for a final arbitration. Gimenez-Gaydou, dos Santos, Mendes, Frade, and Ribeiro (2019) proposed a more detailed method introducing in their estimation cyclists' exposure to atmospheric pollutants, ventilation, and the physical effort induced by different routes. As an aside, let us mention the work of Doorley, Pakrashi, Szeto, and Ghosh (2019), exclusively theoretical, proposing a mathematical model to identify the axes on the road network where the installation of a cycling structure would maximise the societal benefits (cost of transportation, of the infrastructure, of health, environmental risks and impacts). This research has two main benefits. First of all, increasing cyclists' awareness about their exposures and the alternatives available to them to minimise that exposure. Among others, this is often done with the creation of web applications (Hatzopoulou et al., 2013a; Su, Winters, Nunes, & Brauer, 2010). Second, the identification of axes to be prioritised or avoided by planners, with the perspective of developing a cycling network reducing exposure for these users. However, this work is not sufficiently advanced to fulfil this last function and should be integrated within a multidimensional framework, more particularly by including the connectivity needs of the cycling network, cyclists' actual trips, safety, or once again noise exposure. The work of Tran et al. (2020) is a step in that direction. They propose a bikeability index taking into account air quality ($PM_{2.5}$, BC), accessibility (potential destinations), suitability (slope, infrastructure), and perceptibility (greenery, crowdedness, enclosure).

Perception studies and cyclists' behaviours

The common objective of these studies ($n = 21$) is to evaluate cyclists' perceptions of atmospheric and/or noise pollution, and understand how they impact their mobility practices (resorting to other modes, avoidance strategies, preferred routes, etc.). They are based on and add to a vast literature on preferences and perceptions of cyclists (Buehler & Dill, 2016).

Most of these articles use surveys and thus provide stated preferences rather than revealed preferences. The formers are easier to obtain since they do not require data collection apart from the survey. This constitutes a major asset considering the difficulty of data collection on cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution. However, these data are limited by the biases associated with the participants (e.g. sensitivity toward the topic, capacity to represent for themselves the options proposed, improper estimations). It should be mentioned that the study of Gössling, Humpe, Litman, and Metzler (2019) is a interesting attempt using mixed approach

(survey and semi-directed interview) to further interpretation of their results. A limited number of papers study revealed preferences and use databases provided by STRAVA (Sun, Moshfeghi, & Liu, 2017) or bike share systems (Morton, 2020).

In most of these studies, atmospheric pollution and noise do not seem to constitute a major obstacle to the use of the bicycle although a significant number of cyclists feel strongly exposed and state that they experience symptoms (such as respiratory track irritation and cough) after their travel (Tom, Lidia, & Colin, 2015; Ueberham, Schlink, Dijst, & Weiland, 2019). On the basis of a survey with 1402 cyclists in Vancouver (Canada), Winters, Davidson, Kao, and Teschke (2011) discovered that distance from atmospheric and noise pollution constitutes a major motivator for cycling, and this applies to regular, frequent, or occasional cyclists.

A substantial number of cyclists state that they are ready to modify their itineraries to reduce their exposure (Anowar et al., 2017; Bigazzi & Gehrke, 2018; Dey, Anowar, Eluru, & Hatzopoulou, 2018; Gössling et al., 2019; Tom et al., 2015). The tendency to resort to detours varies depending on the gain expected regarding exposure and the sensitivity of the cyclists surveyed. As an example, Anowar et al. (2017) reported that on average, their respondents (695 cyclists) stated they were ready to lengthen their trip by 4 min if this provided for a reduction in the average exposure to NO₂ of 5 ppb (about 9.4 µg/m³).

This tendency to want to reduce their exposure to atmospheric and noise pollution was also observed by Bigazzi, Broach, and Dill (2016) and Broach and Bigazzi (2017) by using actual trips by cyclists. However, these authors also emphasise that cyclists' preference for cycling infrastructure can also lead to an increase in their exposure. The preference for a bike lane on a main street could almost double the dose of inhaled pollutants during a trip compared to the alternative minimising this dose but with no cycling infrastructure.

The perceptions and mitigation strategies vary among cyclists and allow to distinguish between many user profiles. Being a woman, the level of education, and age would be factors associated with the degree of sensitivity to the issue of exposure and the tendency to adopt mitigation strategies (Bigazzi & Gehrke, 2018; Dey et al., 2018; Tom et al., 2015). The role of cyclists' levels of experience is still uncertain. According to Anowar et al. (2017), the less experienced cyclists would have more of a tendency to reduce their exposure. Conversely, according to Bigazzi and

Gehrke (2018) and Tom et al. (2015), experienced cyclists would be more sensitive to the issue of air quality. Zhao et al. (2018) suggest that during episodes of heavy pollution, some people (low-income individuals, women, those living in outlying areas) are more inclined to continue to use their bicycle compared to wealthier and more educated populations. The latter would be both sensitive to and more informed about issues of air quality and would have the additional resources to modify their transportation mode during episodes of pollution.

Finally, Ueberham et al. (2019)'s study constitutes a unique case that is particularly interesting since it combines objective measures (sensors) and subjective measures (post-trip self-evaluation) for exposure to noise and fine particles for 66 cyclists. The authors conclude that 80% of participants under-estimate their exposure to fine particles and noise, and that no correlation seems to exist between cyclists' perceptions and actual exposure to these two pollutants. These findings can be linked to the conclusion of Chaney et al. (2019) indicating a mismatch between general public assumptions and reality regarding exposure to PM_{2.5} in different transport micro-environments.

1.3.4 Conclusion

This literature review provided a portrait of the field of research on cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution. We have identified six main subfields: the observation of cyclists' exposure, the intermodal comparison of exposures, the modelling of the exposure, the impacts on health, planning of itineraries, and the perceptions about the exposures.

Four main gaps are common to these different subfields of research. First, the cities in the global South are clearly less studied than the cities of the global North. This constitutes an important issue since the levels of atmospheric and noise pollution are often high in these cities. The bicycle also remains a widely used transport mode, especially by a captive population (Joshi & Joseph, 2015). Finally, data collection on cyclists' exposure also constitutes an opportunity for obtaining unprecedented information on the levels of exposure for individuals in cities where the networks for measuring atmospheric and noise pollution are still underdeveloped.

Secondly, exposure to noise is rarely studied. The few studies dealing with that lead to believe that cyclists' exposure to noise is superior to that of other road users, with a low correlation for their exposure to atmospheric pollution. These elements highlight the importance of further studying cyclists' exposure to noise.

Thirdly, exposure to gas pollutants (CO, CO₂, NO, NO₂, SO₂, O₃) is much less studied than exposure to particulate pollutants (PM_{2.5}, PM₁₀, UFP, BC). Also, the few studies that have measured many pollutants have shown that there is a limited correlation between them (Hatzopoulou et al., 2013a; Kingham, Longley, Salmond, Pattinson, & Shrestha, 2013). It would be appropriate to diversify the types of pollutants – and simultaneously measure gas and particulate pollutants – in order to analyze cyclists' exposure in all its complexity.

Fourthly, accounting for inhalation is still marginal in this field of study. It is too often limited to a simple multiplication of the exposure by a fixed ventilation value, therefore ignoring the effects of slope, speed of travel, type of road surface, and physiology of the cyclists.

The different subfields of research are characterised by levels of maturity that vary greatly. Intermodal comparison studies therefore seem to be the main seminal work. This has already been the object of many systematic literature reviews (Cepeda et al., 2017; de Nazelle et al., 2017) and provides the following consensus: users of active modes of transportation systematically inhale more atmospheric pollutants than those that use motorised modes of transportation and this difference is far from negligible.

Modelling studies of cyclists' exposure in the urban environment evaluate the role of different factors (temporal, weather, environmental, road traffic, cycling infrastructure, etc.). The types of models and their adjustment quality vary greatly. Also, it is surprising to see that there are few models accounting for pseudo-replication and non-linear relationships between dependent and independent variables. The results of these studies are very heterogeneous. This can certainly be explained by scaling the uncertainty through several parameters such as data collection method, pollutants measured, types of models utilised, and control variables integrated.

As for health studies, their high level of methodological standardisation provides for the emergence of consensus. Collectively (health impact assessment studies), the benefits related to physical activity resulting from cycling largely offset the costs induced by accidents and exposure

to atmospheric pollution in terms of mortality and morbidity. Individually (short-term exposure studies), short-term impacts of exposure to atmospheric pollution on cyclists' various physiological factors outdoors or in a controlled environment are generally extremely low and not very significant for healthy individuals. However, the question remains open for physiologically vulnerable persons (children, seniors, and those with asthma), and in highly polluted urban environments.

The subfield of research on itinerary planning is a recent attempt to operationalise the results obtained by previous studies. The central objective is to propose itineraries to minimise cyclists' exposure. The results may be used, either by individuals (through online tools for itinerary planning), or by urban planners (to determine the best axes for the extension of a cycling network). However, planning assistance tools are still in their early stages since they do not integrate other dimensions such as connectivity to the cycling network, cyclists' actual trips, safety, and noise exposure. Nonetheless, they constitute an interesting opportunity to establish the theoretical bases for the development of a cyclable network, something still currently lacking (Koglin & Rye, 2014).

Finally, the studies on cyclists' perceptions and behaviours regarding these pollutants place the individual at the centre of the issue of exposure. If atmospheric pollution does not seem to be a major obstacle to cycling, it is negatively perceived by the majority of cyclists, who develop strategies to minimise their exposure (alternate routes, masks, etc.). However, the willingness to reduce their exposure conflicts with their preference for direct itineraries and cycling infrastructure that may sometimes lead to situations of overexposure. Behaviours and perceptions vary greatly among the cycling population, illustrating the heterogeneity of individual profiles, particularly for gender, age, level of aptitude, and confidence. Again, these studies have a direct interest in infrastructure practices since they provide us with information on the preferences of cyclists and the mechanisms involved in the choice of itineraries.

Supplementary material

https://www.tandfonline.com/doi/suppl/10.1080/01441647.2021.1895361/suppl_file/ttrv_a_1895361_sm3134.docx

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the author(s).

Funding

The authors are grateful for the financial support provided by the Canada Research Chairs in Environmental Equity [grant number 950-230813] and the Fonds de Recherche du Québec-Société et Culture.

References

- Adams, M. D., Yiannakoulias, N., & Kanaroglou, P. S. (2016). Air pollution exposure: An activity pattern approach for active transportation. *Atmospheric Environment*, 140, 52–59. doi:[10.1016/j.atmosenv.2016.05.055](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.055)
- Anderson, J. O., Thundiyil, J. G., & Stolbach, A. (2012). Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology*, 8(2), 166–175. doi:[10.1007/s13181-011-0203-1](https://doi.org/10.1007/s13181-011-0203-1)
- Anowar, S., Eluru, N., & Hatzopoulou, M. (2017). Quantifying the value of a clean ride: How far would you bicycle to avoid exposure to traffic-related air pollution? *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 105, 66–78. doi:[10.1016/j.tra.2017.08.017](https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.08.017)
- Apparicio, P., Carrier, M., Gelb, J., Séguin, A. M., & Kingham, S. (2016). Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *Journal of Transport Geography*, 57, 63–69. doi:[10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014](https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014)
- Apparicio, P., & Gelb, J. (2020). Cyclists' exposure to road traffic noise: A comparison of three north American and European cities. *Acoustics*.
- Apparicio, P., Gelb, J., Carrier, M., Mathieu, MÈ, & Kingham, S. (2018). Exposure to noise and air pollution by mode of transportation during rush hours in Montreal. *Journal of Transport Geography*, 70, 182–192. doi:[10.1016/j.jtrangeo.2018.06.007](https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2018.06.007)
- Berghmans, P., Bleux, N., Panis, L. I., Mishra, V. K., Torfs, R., & Van Poppel, M. (2009). Exposure assessment of a cyclist to PM10 and ultrafine particles. *Science of the Total Environment*, 407(4), 1286– 1298. doi:[10.1016/j.scitotenv.2008.10.041](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.041)
- Bigazzi, A. Y., Broach, J., & Dill, J. (2016). Bicycle route preference and pollution inhalation dose: Comparing exposure and distance trade-offs. *Journal of Transport & Health*, 3(1), 107–113. doi:[10.1038/355595a0](https://doi.org/10.1038/355595a0)
- Bigazzi, A. Y., & Figliozi, M. A. (2014). Review of urban bicyclists' intake and uptake of traffic-related air pollution. *Transport Reviews*, 34(2), 221–245. doi:[10.1080/01441647.2014.897772](https://doi.org/10.1080/01441647.2014.897772)
- Bigazzi, A. Y., & Figliozi, M. A. (2015). Roadway determinants of bicyclist exposure to volatile organic compounds and carbon monoxide. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 41 (2), 13–23. doi:[10.1017/s0025727300055046](https://doi.org/10.1017/s0025727300055046)
- Bigazzi, A. Y., & Gehrke, S. R. (2018). Joint consideration of energy expenditure, air quality, and safety by cyclists. *Transportation Research Part F-Traffic Psychology and Behaviour*, 58, 652–664. doi:[10.1016/j.trf.2018.07.005](https://doi.org/10.1016/j.trf.2018.07.005)
- Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., & Hoek, G. (2009). Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment*, 43(27), 4234– 4242. doi:[10.1016/j.atmosenv.2009.05.035](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.035)

- Brand, V. S., Kumar, P., Damascena, A. S., Pritchard, J. P., Geurs, K. T., & Andrade, M. d. F. (2019). Impact of route choice and period of the day on cyclists' exposure to black carbon in London, Rotterdam and São paulo. *Journal of Transport Geography*, 76(3), 153–165. doi:[10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007](https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007)
- Broach, J., & Bigazzi, A. Y. (2017). Existence and use of low-pollution route options for observed bicycling trips. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 45(2662), 152–159. doi:[10.1136/jcp.45.6.528](https://doi.org/10.1136/jcp.45.6.528)
- Buehler, R., & Dill, J. (2016). Bikeway networks: A review of effects on cycling. *Transport Reviews*, 36 (1), 9–27. doi:[10.1080/01441647.2015.1069908](https://doi.org/10.1080/01441647.2015.1069908)
- Bureguya, J. M., Apparicio, P., & Gelb, J. (2020). Short-term impact of traffic-related particulate matter and noise exposure on cardiac function. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1220. doi:[10.3390/ijerph17041220](https://doi.org/10.3390/ijerph17041220)
- Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C. M., Dhana, K., Brammer, W. M., & Franco, O. H. (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: A systematic review. *The Lancet Public Health*, 2(1), e23–e34. doi:[10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)
- Chaney, R. A., Montgomery, H. D., King, J. H., Hendrickson, N. R., Sloan, C. D., & Johnston, J. D. (2019). A comparison of perceived and measured commuter air pollution exposures. *Journal of Environmental Health*, 82(4), 8–14. <Go to ISI>://WOS:000491682700002.
- Cole-Hunter, T., Morawska, L., Stewart, I., Jayaratne, R., & Solomon, C. (2012). Inhaled particle counts on bicycle commute routes of low and high proximity to motorised traffic. *Atmospheric Environment*, 61, 197–203. doi:[10.1016/j.atmosenv.2012.06.041](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.041)
- Cole, C. A., Carlsten, C., Koehle, M., & Brauer, M. (2018). Particulate matter exposure and health impacts of urban cyclists: A randomized crossover study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 17(1), 78, Article 78. doi:[10.1186/s12940-018-0424-8](https://doi.org/10.1186/s12940-018-0424-8)
- Dekoninck, L., Botteldooren, D., & Int Panis, L. (2013). An instantaneous spatiotemporal model to predict a bicyclist's black carbon exposure based on mobile noise measurements. *Atmospheric Environment*, 79, 623–631. doi:[10.1016/j.atmosenv.2013.06.054](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.054)
- Dekoninck, L., Botteldooren, D., & Int Panis, L. (2015a). Using city-wide mobile noise assessments to estimate bicycle trip annual exposure to black carbon. *Environment International*, 83, 192–201. doi:[10.1016/j.envint.2015.07.001](https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.07.001)
- Dekoninck, L., Botteldooren, D., Int Panis, L., Hankey, S., Jain, G., Karthik, S., & Marshall, J. (2015b). Applicability of a noise-based model to estimate in-traffic exposure to black carbon and particle number concentrations in different cultures. *Environment International*, 74, 89–98. doi:[10.1016/j.envint.2014.10.002](https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.002)
- De Nazelle, A., Bode, O., & Orjuela, J. P. (2017). Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. *Environment International*, 99, 151–160. doi:[10.1016/j.envint.2016.12.023](https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.023)
- De Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M. J., Antó, J. M., Brauer, M., Briggs, D., Braun-Fahrlander, C., ... Fruin, S. (2011). Improving health through policies that promote active travel: A review of evidence to support integrated health impact assessment. *Environment International*, 37(4), 766–777. doi:[10.1016/j.envint.2011.02.003](https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.003)
- Dey, B. K., Anowar, S., Eluru, N., & Hatzopoulou, M. (2018). Accommodating exogenous variable and decision rule heterogeneity in discrete choice models: Application to bicyclist route choice. *PloS one*, 13, doi:[10.1371/journal.pone.0208309](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208309)
- Dons, E., Laeremans, M., Orjuela, J. P., Avila-Palencia, I., Carrasco-Turigas, G., Cole-Hunter, T., ... Int Panis, L. (2017). Wearable sensors for personal monitoring and estimation of

- inhaled trafficrelated air pollution: Evaluation of methods. *Environmental Science & Technology*, 51(3), 1859– 1867. doi:[10.1021/acs.est.6b05782](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05782)
- Dons, E., Temmerman, P., Van Poppel, M., Bellemans, T., Wets, G., & Int Panis, L. (2013). Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. *Science of the Total Environment*, 447, 72–79. doi:[10.1016/j.scitotenv.2012.12.076](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.076)
- Doorley, R., Pakrashi, V., Szeto, W. Y., & Ghosh, B. (2019). Designing cycle networks to maximize health, environmental, and travel time impacts: An optimization-based approach. *International Journal of Sustainable Transportation*, 14(5), 361–374. doi:[10.1080/15568318.2018.1559899](https://doi.org/10.1080/15568318.2018.1559899)
- Elen, B., Peters, J., Van Poppel, M., Bleux, N., Theunis, J., Reggente, M., & Standaert, A. (2013). The aeroflex: A bicycle for mobile air quality measurements. *Sensors*, 13(1), 221–240. doi:[10.3390/s130100221](https://doi.org/10.3390/s130100221)
- Farrell, W., Weichenthal, S., Goldberg, M., & Hatzopoulou, M. (2015). Evaluating air pollution exposures across cycling infrastructure types: Implications for facility design. *Journal of Transport and Land Use*, 8(3), 131-149. doi:[10.1227/00006123-199204000-00009](https://doi.org/10.1227/00006123-199204000-00009)
- Farrell, W., Weichenthal, S., Goldberg, M., Valois, M.-F., Shekarrizfard, M., & Hatzopoulou, M. (2016). Near roadway air pollution across a spatially extensive road and cycling network. *Environmental Pollution*, 212, 498-507. doi:[10.1016/j.envpol.2016.02.041](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.041)
- Gelb, J., & Apparicio, P. (2019). Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. *Applied Acoustics*, 148, 332-343. doi:[10.1016/j.apacoust.2018.12.031](https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031)
- Gelb, J., & Apparicio, P. (2020). Modelling cyclists' multi-exposure to air and noise pollution with lowcost sensors—the case of Paris. *Atmosphere*, 11(4), 422. doi:[10.3390/atmos11040422](https://doi.org/10.3390/atmos11040422)
- Giles, L. V., Brandenburg, J. P., Carlsten, C., & Koehle, M. S. (2014). Physiological responses to diesel exhaust exposure are modified by cycling intensity. *Medicine and Science in Sports and Exercise*, 46 (10), 1999–2006. doi:[10.1249/MSS.0000000000000309](https://doi.org/10.1249/MSS.0000000000000309)
- Gimenez-Gaydou, D. A., dos Santos, A. C., Mendes, G., Frade, I., & Ribeiro, A. S. N. (2019). Energy consumption and pollutant exposure estimation for cyclist routes in urban areas. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, 72, 1–16. doi:[10.1016/j.trd.2019.04.005](https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.04.005)
- Gössling, S. (2016). Urban transport justice. *Journal of Transport Geography*, 54, 1–9. doi:[10.1016/j.jtrangeo.2016.05.002](https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.05.002)
- Gössling, S., & Choi, A. S. (2015). Transport transitions in Copenhagen: Comparing the cost of cars and bicycles. *Ecological Economics*, 113, 106–113. doi:[10.1016/j.ecolecon.2015.03.006](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.006)
- Gössling, S., Humpe, A., Litman, T., & Metzler, D. (2019). Effects of perceived traffic risks, noise, and exhaust smells on bicyclist behaviour: An economic evaluation. *Sustainability*, 11(2), Article 408. doi:[10.3390/su11020408](https://doi.org/10.3390/su11020408)
- Grant, M. J., & Booth, A. (2009). A typology of reviews: An analysis of 14 review types and associated methodologies. *Health Information & Libraries Journal*, 26(2), 91–108. doi:[10.1111/j.1471-1842.2009.00848.x](https://doi.org/10.1111/j.1471-1842.2009.00848.x)
- Hankey, S., & Marshall, J. D. (2015). Land use regression models of on-road particulate air pollution (particle number, black carbon, PM2.5, particle size) using mobile monitoring. *Environmental Science & Technology*, 49(15), 9194–9202. doi:[10.1021/acs.est.5b01209](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01209)
- Hartog, J. J. d., Boogaard, H., Nijland, H., & Hoek, G. (2010). Do the health benefits of cycling outweigh the risks? *Environmental Health Perspectives*, 118(8), 1109–1116. doi:[10.1289/ehp.0901747](https://doi.org/10.1289/ehp.0901747)

- Hatzopoulou, M., Weichenthal, S., Barreau, G., Goldberg, M., Farrell, W., Crouse, D., & Ross, N. (2013a). A web-based route planning tool to reduce cyclists' exposures to traffic pollution: A case study in Montreal, Canada. *Environmental Research*, 123, 58–61. doi:[10.1016/j.envres.2013.03.004](https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.03.004)
- Hatzopoulou, M., Weichenthal, S., Dugum, H., Pickett, G., Miranda-Moreno, L., Kulka, R., ... Goldberg, M. (2013b). The impact of traffic volume, composition, and road geometry on personal air pollution exposures among cyclists in Montreal, Canada. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 23(1), 46–51. doi:[10.1038/jes.2012.85](https://doi.org/10.1038/jes.2012.85)
- Hertel, O., Hvidberg, M., Ketzel, M., Storm, L., & Stausgaard, L. (2008). A proper choice of route significantly reduces air pollution exposure — a study on bicycle and bus trips in urban streets. *Science of the Total Environment*, 389(1), 58–70. doi:[10.1016/j.scitotenv.2007.08.058](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.058)
- Hoek, G., Beelen, R., De Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P., & Briggs, D. (2008). A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(33), 7561–7578. doi:[10.1016/j.atmosenv.2008.05.057](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.057)
- Hofman, J., Samson, R., Joosen, S., Blust, R., & Lenaerts, S. (2018). Cyclist exposure to black carbon, ultrafine particles and heavy metals: An experimental study along two commuting routes near Antwerp, Belgium. *Environmental Research*, 164, 530–538. doi:[10.1016/j.envres.2018.03.004](https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.004)
- Hong, E. S. A., & Bae, C. H. C. (2012). Exposure of bicyclists to air pollution in Seattle, Washington: Hybrid analysis using personal monitoring and land use regression. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 56(2270), 59–66. doi:[10.1271/bbb.56.150](https://doi.org/10.1271/bbb.56.150)
- Huang, J., Wang, H., Fan, M., Zhusuo, A., Sun, Y., & Li, Y. (2020). Understanding the impact of the COVID19 pandemic on transportation-related behaviors with human mobility data. *Proceedings of the 26th ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery & Data Mining*.
- Int Panis, L., de Geus, B., Vandebulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., Mishra, V., Thomas, I., & Meeusen, R. (2010). Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment*, 44(19), 2263–2270. doi:[10.1016/j.atmosenv.2010.04.028](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.028)
- Joshi, R., & Joseph, Y. (2015). Invisible cyclists and disappearing cycles: The challenges of cycling policies in Indian cities. *Transfers*, 5(3), 23–40. doi:[10.3167/TRANS.2015.050303](https://doi.org/10.3167/TRANS.2015.050303)
- Kaur, S., Clark, R. D. R., Walsh, P. T., Arnold, S. J., Colvile, R. N., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2006). Exposure visualisation of ultrafine particle counts in a transport microenvironment. *Atmospheric Environment*, 40(2), 386–398. doi:[10.1016/j.atmosenv.2005.09.047](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.047)
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. J., & Colvile, R. N. (2007). Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, 41(23), 4781–4810. doi:[10.1016/j.atmosenv.2007.02.002](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.002)
- Kelly, P., Kahlmeier, S., Götschi, T., Orsini, N., Richards, J., Roberts, N., ... Foster, C. (2014). Systematic review and meta-analysis of reduction in all-cause mortality from walking and cycling and shape of dose response relationship. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 11 (1), 132. doi:[10.1186/s12966-014-0132-x](https://doi.org/10.1186/s12966-014-0132-x)
- Kingham, S., Longley, I., Salmond, J., Pattinson, W., & Shrestha, K. (2013). Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city. *Environmental Pollution*, 181, 211–218. doi:[10.1016/j.envpol.2013.06.030](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.030)

- Knibbs, L. D., Cole-Hunter, T., & Morawska, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. *Atmospheric Environment*, 45(16), 2611–2622. doi:[10.1016/j.atmosenv.2011.02.065](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.065)
- Koch, S., Zelembaba, A., Tran, R., Laeremans, M., Hives, B., Carlsten, C., De Boever, P., & Koehle, M. S. (2020). Vascular effects of physical activity are not modified by short-term inhaled diesel exhaust: Results of a controlled human exposure study. *Environmental Research*, 183, N.PAG-N.PAG. doi:[10.1016/j.envres.2020.109270](https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109270)
- Koglin, T., & Rye, T. (2014). The marginalisation of bicycling in modernist urban transport planning. *Journal of Transport & Health*, 1(4), 214–222. doi:[10.1016/j.jth.2014.09.006](https://doi.org/10.1016/j.jth.2014.09.006)
- Kraus, U., Breitner, S., Hampel, R., Wolf, K., Cyrys, J., Geruschkat, U., ... Schneider, A. (2015). Individual daytime noise exposure in different microenvironments. *Environmental Research*, 140, 479–487. doi:[10.1016/j.envres.2015.05.006](https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.006)
- Krecl, P., Cipoli, Y. A., Targino, A. C., Toloto, M. d. O., Segersson, D., Parra, Á., ... Gidhagen, L. (2019). Modelling urban cyclists' exposure to black carbon particles using high spatiotemporal data: A statistical approach. *Science of the Total Environment*, 679, 115–125. doi:[10.1016/j.scitotenv.2019.05.043](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.043)
- Liu, Y., Lan, B., Shirai, J., Austin, E., Yang, C., & Seto, E. (2019). Exposures to air pollution and noise from multi-modal commuting in a Chinese city. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(14), Article 2539. doi:[10.3390/ijerph16142539](https://doi.org/10.3390/ijerph16142539)
- Lonati, G., Ozgen, S., Ripamonti, G., & Signorini, S. (2017). Variability of black carbon and ultrafine particle concentration on urban bike routes in a mid-sized city in the Po Valley (Northern Italy). *Atmosphere*, 8(2), Article 40. doi:[10.3390/atmos8020040](https://doi.org/10.3390/atmos8020040)
- MacNaughton, P., Melly, S., Vallarino, J., Adamkiewicz, G., & Spengler, J. D. (2014). Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Science of the Total Environment*, 490, 37–43. doi:[10.1016/j.scitotenv.2014.04.111](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.111)
- Madden, M. C., Stevens, T., Case, M., Schmitt, M., Diaz-Sanchez, D., Bassett, M., Montilla, T. S., Berntsen, J., & Devlin, R. B. (2014). Diesel exhaust modulates ozone-induced lung function decrements in healthy human volunteers. *Particle and Fibre Toxicology*, 11(1), Article 37. doi:[10.1186/s12989-014-0037-5](https://doi.org/10.1186/s12989-014-0037-5)
- Mead, M. I., Popoola, O. A. M., Stewart, G. B., Landshoff, P., Calleja, M., Hayes, M., ... Jones, R. L. (2013). The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in low-cost, high-density networks. *Atmospheric Environment*, 70, 186–203. doi:[10.1016/j.atmosenv.2012.11.060](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.060)
- Merritt, A.-S., Georgellis, A., Andersson, N., Bero Bedada, G., Bellander, T., & Johansson, C. (2019). Personal exposure to black carbon in Stockholm, using different intra-urban transport modes. *Science of the Total Environment*, 674, 279–287. doi:[10.1016/j.scitotenv.2019.04.100](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.100)
- Minet, L., Liu, R., Valois, M.-F., Xu, J., Weichenthal, S., & Hatzopoulou, M. (2018a). Development and comparison of air pollution exposure surfaces derived from on-road mobile monitoring and short-term stationary sidewalk measurements. *Environmental Science and Technology*, 52(6), 3512–3519. doi:[10.1021/acs.est.7b05059](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05059)
- Minet, L., Stokes, J., Scott, J., Xu, J., Weichenthal, S., & Hatzopoulou, M. (2018b). Should traffic-related air pollution and noise be considered when designing urban bicycle networks? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 65(9), 736–749. doi:[10.1016/0020-711x\(91\)90084-z](https://doi.org/10.1016/0020-711x(91)90084-z)

- Morton, C. (2020). The demand for cycle sharing: Examining the links between weather conditions, air quality levels, and cycling demand for regular and casual users. *Journal of Transport Geography*, 88, doi:[10.1016/j.jtrangeo.2020.102854](https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2020.102854)
- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Dons, E., Gerike, R., ... Nieuwenhuijsen, M. (2015). Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Preventive Medicine*, 76, 103–114.
- Oke, O., Bhalla, K., Love, D. C., & Siddiqui, S. (2015). Tracking global bicycle ownership patterns. *Journal of Transport & Health*, 2(4), 490–501. doi:[10.1016/j.jth.2015.08.006](https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.08.006)
- Okokon, E. O., Yli-Tuomi, T., Turunen, A. W., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., ... Lanki, T. (2017). Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Environmental Research*, 154, 181–189. doi:[10.1016/j.envres.2016.12.012](https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.012)
- Park, H.-Y., Gilbreath, S., & Barakatt, E. (2017). Respiratory outcomes of ultrafine particulate matter (UFP) as a surrogate measure of near-roadway exposures among bicyclists. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 16(1), 1–7. doi:[10.1186/s12940-017-0212-x](https://doi.org/10.1186/s12940-017-0212-x)
- Pattinson, W., Kingham, S., Longley, I., & Salmon, J. (2017). Potential pollution exposure reductions from small-distance bicycle lane separations. *Journal of Transport & Health*, 4(2), 40–52. doi:[10.1007/BF01819668](https://doi.org/10.1007/BF01819668)
- Pucher, J., Buehler, R., & Seinen, M. (2011). Bicycling renaissance in North America? An update and re-appraisal of cycling trends and policies. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 45 (6), 451–475. doi:[10.1016/j.tra.2011.03.001](https://doi.org/10.1016/j.tra.2011.03.001)
- Qiu, Z., Wang, W., Zheng, J., & Lv, H. (2019). Exposure assessment of cyclists to UFP and PM on urban routes in Xi'an, China. *Environmental Pollution*, 250, 241–250. doi:[10.1016/j.envpol.2019.03.129](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.129)
- Raza, W., Forsberg, B., Johansson, C., & Sommar, J. N. (2018). Air pollution as a risk factor in health impact assessments of a travel mode shift towards cycling. *Global Health Action*, 11(1), 14. doi:[10.1080/16549716.2018.1429081](https://doi.org/10.1080/16549716.2018.1429081)
- Ribeiro, P., & Mendes, J. F. G. (2013). Healthy routes for active modes in school journeys. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 8(4), 591–602. doi:[10.2495/SDP-V8-N4-591-602](https://doi.org/10.2495/SDP-V8-N4-591-602)
- Snyder, E. G., Watkins, T. H., Solomon, P. A., Thoma, E. D., Williams, R. W., Hagler, G. S., ... Preuss, P. W. (2013). The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environmental Science & Technology*, 47(210). doi:[10.1021/es4022602](https://doi.org/10.1021/es4022602)
- Strak, M., Boogaard, H., Meliefste, K., Oldenwening, M., Zuurbier, M., Brunekreef, B., & Hoek, G. (2010). Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists. *Occupational & Environmental Medicine*, 67(2), 118–124. doi:[10.1136/oem.2009.046847](https://doi.org/10.1136/oem.2009.046847)
- Su, J. G., Winters, M., Nunes, M., & Brauer, M. (2010). Designing a route planner to facilitate and promote cycling in Metro Vancouver, Canada. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 44(7), 495–505. doi:[10.1016/j.tra.2010.03.015](https://doi.org/10.1016/j.tra.2010.03.015)
- Sun, Y., Moshfeghi, Y., & Liu, Z. (2017). Exploiting crowdsourced geographic information and GIS for assessment of air pollution exposure during active travel. *Journal of Transport & Health*, 6, 93–104. doi:[10.1016/j.jth.2017.06.004](https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.06.004)
- Tainio, M., de Nazelle, A. J., Götschi, T., Kahlmeier, S., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M. J., ... Woodcock, J. (2016). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Preventive Medicine*, 87, 233–236. doi:[10.1016/j.ypmed.2016.02.002](https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002)

- Targino, A. C., Gibson, M. D., Krecl, P., Rodrigues, M. V. C., dos Santos, M. M., & Correa, M. D. (2016). Hotspots of black carbon and PM_{2.5} in an urban area and relationships to traffic characteristics. *Environmental Pollution*, 218, 475–486. doi:[10.1016/j.envpol.2016.07.027](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.027)
- Tom, C.-H., Lidia, M., & Colin, S. (2015). Bicycle commuting and exposure to air pollution: A questionnaire-based investigation of perceptions, symptoms, and risk management strategies. *Journal of Physical Activity and Health*, 12(4), 490–499. doi:[10.1123/jpah.2013-0122](https://doi.org/10.1123/jpah.2013-0122)
- Tran, P. T. M., Zhao, M., Yamamoto, K., Minet, L., Nguyen, T., & Balasubramanian, R. (2020). Cyclists' personal exposure to traffic-related air pollution and its influence on bikeability. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 88, doi:[10.1016/j.trd.2020.102563](https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102563)
- Ueberham, M., Schlink, U., Dijst, M., & Weiland, U. (2019). Cyclists' multiple environmental urban exposures-comparing subjective and objective measurements. *Sustainability (Switzerland)*, 11 (5), Article 1412. doi:[10.3390/su11051412](https://doi.org/10.3390/su11051412)
- Van den Bossche, J., De Baets, B., Verwaeren, J., Botteldooren, D., & Theunis, J. (2018). Development and evaluation of land use regression models for black carbon based on bicycle and pedestrian measurements in the urban environment. *Environmental Modelling and Software*, 99, 58–69. doi:[10.1016/j.envsoft.2017.09.019](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.09.019)
- Van den Bossche, J., Peters, J., Verwaeren, J., Botteldooren, D., Theunis, J., & De Baets, B. (2015). Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based on an extensive dataset. *Atmospheric Environment*, 105, 148–161. doi:[10.1016/j.atmosenv.2015.01.017](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.017)
- Van den Hove, A., Verwaeren, J., Van den Bossche, J., Theunis, J., & De Baets, B. (2020). Development of a land use regression model for black carbon using mobile monitoring data and its application to pollution-avoiding routing. *Environmental Research*, 183, N.PAG-N.PAG. doi:[10.1016/j.envres.2019.108619](https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108619)
- Vouitsis, I., Taimisto, P., Kelessis, A., & Samaras, Z. (2014). Microenvironment particle measurements in Thessaloniki, Greece. *Urban Climate*, 10, 608–620. doi:[10.1016/j.uclim.2014.03.009](https://doi.org/10.1016/j.uclim.2014.03.009)
- Wang, J. Y. T., Dirks, K. N., Ehrgott, M., Pearce, J., & Cheung, A. K. L. (2018). Supporting healthy route choice for commuter cyclists: The trade-off between travel time and pollutant dose. *Operations Research for Health Care*, 19, 156–164. doi:[10.1016/j.orhc.2018.04.001](https://doi.org/10.1016/j.orhc.2018.04.001)
- Weichenthal, S., Kulka, R., Dubeau, A., Martin, C., Wang, D., & Dales, R. (2011). Traffic-related air pollution and acute changes in heart rate variability and respiratory function in urban cyclists. *Environmental Health Perspectives*, 119(10), 1373–1378. doi:[10.1289/ehp.1003321](https://doi.org/10.1289/ehp.1003321)
- Winters, M., Davidson, G., Kao, D., & Teschke, K. (2011). Motivators and deterrents of bicycling: Comparing influences on decisions to ride. *Transportation*, 38(1), 153–168. doi:[10.1007/s11116-010-9284-y](https://doi.org/10.1007/s11116-010-9284-y)
- Yao, C. M., Ma, A. K., Cushing, S. L., & Lin, V. Y. (2017). Noise exposure while commuting in Toronto – a study of personal and public transportation in Toronto. *Journal of Otolaryngology – Head & Neck Surgery*, 46(1), 62. doi:[10.1002/ajmg.1320400323](https://doi.org/10.1002/ajmg.1320400323)
- Zhao, P., Li, S., Li, P., Liu, J., & Long, K. (2018). How does air pollution influence cycling behaviour? Evidence from Beijing. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, 63, 826–838. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.07.015>
- Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Meliefste, K., Krop, E., van den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2011a). In-traffic air pollution exposure and CC16, blood coagulation, and

inflammation markers in healthy adults. *Environmental Health Perspectives*, 119(10), 1384–1389. doi:[10.1289/ehp.1003151](https://doi.org/10.1289/ehp.1003151)

Zuurbier, M., Hoek, G., Oldenwening, M., Meliefste, K., Van Den Hazel, P., & Brunekreef, B. (2011b). Respiratory effects of commuters' exposure to air pollution in traffic. *Epidemiology*, 22(2), 219–227. doi:[10.1097/EDE.0b013e3182093693](https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3182093693)

Zuurbier, M., Willems, J., Schaap, I., Van der Zee, S., & Hoek, G. (2019). The contribution of moped emissions to ultrafine and fine particle concentrations on bike lanes. *Science of the Total Environment*, 686(4–5), 191–198. doi:[10.1016/j.scitotenv.2019.135041](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135041)

1.4 Cadre conceptuel sur l'exposition

Dans le cadre de cette thèse portant sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore, nous nous basons sur le cadre théorique présenté à la Figure 1.10. Il s'inspire notamment des modèles issus de la littérature sur l'exposition des humains aux pollutions (Duan 1982), des études portant sur la concentration des pollutions atmosphérique et sonore en ville, ainsi que des travaux plus récents sur l'exposition des cyclistes présentés dans la revue de la littérature. Avant de le présenter, il convient de définir les concepts centraux de cette thèse.

1.4.1 Concepts principaux

Trois concepts principaux doivent être définis en premier lieu pour délimiter clairement les ambitions de cette recherche. Il s'agit des concepts de concentration, d'exposition et de dose, tels que définis par Watson et al. (1988).

La **concentration** d'une pollution correspond à l'intensité de celle-ci (dans une unité de mesure variant selon la pollution étudiée) dans un espace et à un moment donné. À titre d'exemple, les cartes de pollutions reflètent généralement des concentrations annuelles. Elle s'applique facilement à la pollution atmosphérique (exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou en ppm), mais également à la pollution sonore (exprimée comme une intensité du volume sonore : LAeq).

L'**exposition** « refers to any contact between [a pollution] and a surface of the human body » (Watson, Bates et Kennedy 1988, 219), et est généralement décrite avec la combinaison de la concentration de la pollution et de la durée du contact avec l'individu.

La **dose** « is the amount of the pollutant that actually crosses one of the body's boundaries and reaches the target tissue » (Watson, Bates et Kennedy 1988, 219). La distinction est importante : la concentration est une caractéristique de l'environnement, l'exposition décrit une interaction entre l'individu et son environnement et enfin, la dose exprime une quantité de pollution pénétrant le corps de l'individu. Dans le cas de la pollution atmosphérique, la dose est un concept relativement simple à opérationnaliser puisqu'il s'agit d'estimer une quantité de matière (gazeuse ou solide) pénétrant dans le corps des individus. Une façon efficace de l'estimer est le produit de

la ventilation des individus (en m³) par la concentration du polluant dans l'air (en µg/ m³), ce que l'on appelle « intake dose ». Dans la littérature plus spécialisée en santé, elle est distinguée de l' « uptake dose », soit la quantité de polluant qui n'est ni exhalée ni expulsée (Bigazzi et Figliozi 2014). L' « intake dose » surestime donc systématiquement la situation réelle, mais reste une mesure relativement simple à obtenir contrairement à la « uptake dose ». De plus, par principe de précaution, il est préférable de surestimer la dose absorbée par une population (faux positif) que de la sous-estimer (faux négatif). Pour le bruit, la dose est un concept plus difficile à opérationnaliser puisqu'il ne s'agit pas de matière, mais bien d'énergie. Pour contourner ce problème, il est possible de calculer une dose de bruit avec la formule suivante (Berger 2003) :

$$D = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{T_i} * 100$$

Avec C_i la durée d'exposition à l'intensité sonore i , T_i la durée pour accumuler une dose de bruit de 100% pour l'intensité sonore i et D la dose totale de bruit. Il n'est nécessaire de déterminer T_i que pour une seule valeur d'exposition, les autres sont ensuite trouvées avec l'équation suivante :

$$T_i = 8/(2^{(L_n - 90)/5})$$

Avec L_n le niveau de bruit pour lequel T_i est recherché, pour une dose maximale de 8 heures à 90 dB(A).

La dose de bruit dépend donc de deux paramètres : le temps total d'exposition et le niveau sonore en tant que tel. Cette méthode permet d'exprimer la dose de bruit comme un pourcentage d'un seuil maximal.

Le dernier concept que nous souhaitons définir ici est **l'environnement micro-échelle**. Dans les études portant sur l'exposition d'individu à différentes pollutions en lien avec leur environnement, il est commun de rencontrer le concept de micro-environnement. Il est notamment défini comme « a chunk of [...] space with homogeneous pollutant concentration » (Duan 1982). Paradoxalement, l'espace dans cette définition renvoie davantage à un type d'environnement qu'à un espace au sens géographique. On distingue le plus souvent le lieu de travail, d'habitation, de

loisir, mais aussi le mode de transport comme des micro-environnements. Considérant que nos questions de recherche portent spécifiquement sur la dimension géographique et pour éviter des malentendus avec l'utilisation répandue du concept de micro-environnement, nous utilisons de terme d'environnement micro-échelle. Nous le définissons simplement comme un espace géographique et temporel réduit avec une concentration de polluant homogène.

1.4.2 Définition du cadre conceptuel

Le cadre conceptuel que nous formulons (Figure 1.10) fait le lien entre nos questions de recherche, les différents concepts mobilisés et les résultats de notre revue de la littérature.

La multiexposition peut être vue comme la combinaison de l'exposition au bruit et à la pollution atmosphérique. Il est intéressant de noter ici que ce cadre théorique peut être étendu à d'autres problématiques auxquelles les cyclistes sont exposé.e.s telles que le risque d'accident de la route, les conflits avec les autres usager.ère.s, les îlots de chaleur urbains, etc. Ces dimensions supplémentaires peuvent s'additionner dans le concept de multiexposition. Le concept de dose pour la pollution atmosphérique se rapporte directement à la question de la ventilation et dépend donc essentiellement de facteurs physiologiques (âge, sexe, forme physique, etc.) et de facteurs influençant l'effort. Contrairement au concept de l'exposition, il est peu lié à l'environnement micro-échelle dans lequel ils sont mesurés.

L'exposition des cyclistes est quant à elle affectée par la somme de deux éléments : les niveaux de pollutions propres à l'environnement micro-échelle et les niveaux de pollutions d'arrière-plan suivant des logiques spatiales et temporelles à une échelle plus large. À cela s'ajoute la météorologie qui, comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, a un impact direct sur les polluants, affectant leurs productions, interactions et dispersion.

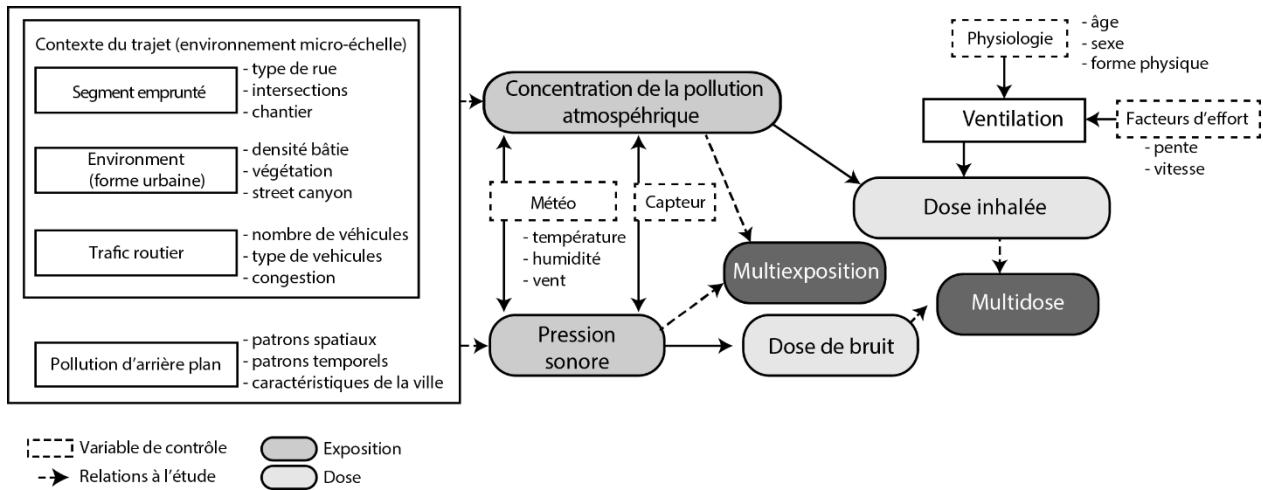


Figure 1.10 Cadre conceptuel

Enfin, la mesure de l'exposition est affectée par le capteur utilisé introduisant potentiellement un biais dans la mesure.

1.4.3 Objectifs et questions de recherche

Cette thèse s'articule autour de deux questions de recherche centrales :

- Quelles sont les caractéristiques de l'environnement urbain influençant significativement les niveaux d'exposition des cyclistes ?
- Dans quelle mesure ces caractéristiques et les niveaux d'exposition des cyclistes varient-ils d'une ville à l'autre ?

En complément à ces deux questions générales, nous proposons les objectifs spécifiques suivants :

- Mesurer l'exposition des cyclistes au bruit et à la pollution atmosphérique dans plusieurs grandes villes du Nord et du Sud.
- Identifier les relations entre l'environnement urbain et ces mesures d'exposition dans une démarche quantitative, ainsi que l'importance du rôle du micro-environnement dans les niveaux d'exposition.

- Comparer les résultats obtenus pour les deux objectifs précédents dans différentes villes du Nord et du Sud et identifier les points de ressemblance et de divergence.
- Sur la base des résultats des précédents objectifs, formuler des recommandations et proposer des outils en matière d'aménagement et de planification des réseaux cyclables.

Nos hypothèses quant à ces questions et objectifs sont les suivantes :

- L'exposition aux pollutions atmosphérique et sonore des cyclistes varie significativement d'une ville à l'autre. De fortes variations spatiales et temporelles peuvent aussi être observées au sein des villes. Ces variations sont structurelles et représentent la pollution d'arrière-plan.
- Les expositions à la pollution atmosphérique et sonore sont peu corrélées, amenant à considérer la multiexposition comme événementielle plutôt que structurelle ce que semblent suggérer les faibles corrélations rapportées par les travaux antérieurs (Gelb et Apparicio 2021)
- L'environnement urbain proche contribue à expliquer une part importante de la variabilité de l'exposition aux pollutions atmosphérique et sonore des cyclistes. Nous émettons l'hypothèse que le type de rue, leur forme de canyon ou leur ouverture, la proximité aux axes majeurs, la végétation et l'utilisation du sol auront un impact important sur l'exposition des cyclistes. Il serait donc possible de développer des recommandations intégrant ces connaissances pour une planification et un aménagement des réseaux cyclables réduisant l'exposition des cyclistes.
- D'une ville à l'autre, les facteurs ayant un impact significatif sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores restent identiques et des recommandations s'appliquant à tous les contextes urbains peuvent être formulées.

1.5 Organisation de la thèse

Cette thèse comprend quatre articles scientifiques suivis d'un chapitre de synthèse des résultats obtenus. Les questions de recherche, la méthodologie et les résultats sont présentés pour chacun des articles. Nous avons fait le choix d'introduire les références comprises dans les articles

directement à la suite de ces derniers plutôt que dans une seule bibliographie partagée à la fin de cette thèse. Ce choix d'organisation facilite la recherche de référence et permet de conserver les styles bibliographiques utilisés originalement dans les articles.

1.5.1 Articles scientifiques insérés

Article 1. Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review

Le premier article inséré est une revue de la littérature systématique portant sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores. Il a pour objectif de dresser un portrait compréhensif des travaux scientifiques ayant porté sur cette question. En analysant le contenu de plus de 200 articles provenant de quatre bases de données différentes, l'article détaille l'évolution de ce champ d'études, les terrains étudiés, les principales questions de recherche formulées, les méthodes mises en œuvre, ainsi que les points de consensus et d'incertitude. Cet article a notamment permis d'orienter le reste de la thèse pour l'insérer au cœur des limites de la littérature existante.

Article 2. Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models

Ce second article explore la question de l'exposition des cyclistes au bruit à Hô Chi Minh-Ville (HCMV Vietnam). Il s'inscrit à l'intersection de deux lacunes dans la littérature identifiées dans notre revue de la littérature : le peu d'études portant sur des villes des Suds et sur l'exposition au bruit des cyclistes. L'objectif de l'article était de modéliser cette exposition à partir d'un ensemble de facteurs décrivant l'environnement micro-échelle dans lequel se situe un.e cycliste dans cette ville. L'enjeu de cette étude était de tester la méthodologie proposée avant d'envisager de la répliquer dans un plus grand nombre de villes. Elle a permis de construire les outils de collecte, de structuration et d'analyse des données et de valider la pertinence du cadre théorique proposé. Un modèle statistique de type GAMMAR prenant en compte les dimensions temporelles et spatiales du phénomène a permis d'expliquer une part importante de la variance de l'exposition des cyclistes au bruit à HCMV.

Article 3. Modelling Cyclists' Multi-Exposure to Air and Noise Pollution with Low-Cost Sensors—The Case of Paris

Ce troisième article s'inscrit dans la continuité du précédent. Son objectif était de modéliser simultanément l'exposition des cyclistes au bruit et au dioxyde d'azote (NO_2) et intégrant davantage de variables décrivant l'environnement micro-échelle. Paris s'est imposé comme un choix évident considérant la quantité de données secondaires spatiales disponibles. L'exercice de modélisation inclut notamment des variables telles que la perméabilité des tissus urbains au vent, la forme de canyon des rues, la densité végétale, la densité de zone d'activité industrielle, et la présence de zone à vitesse de circulation limitée. Une attention toute particulière est également accordée à la question de la corrélation entre l'exposition des cyclistes au bruit et au NO_2 ainsi qu'aux enjeux de modélisation de ce dernier.

Article 4. Cyclists' exposure to air and noise pollutions, comparative analysis of seven cities in the North and South and planning perspectives.

Ce dernier article propose d'appliquer la méthode d'analyse développée dans les articles précédents à un ensemble de sept villes du Nord et des Suds : Montréal et Toronto (Canada), Paris et Lyon (France), Copenhague (Danemark), Delhi et Mumbai (Inde). L'objectif de l'article est de proposer une analyse comparative de l'exposition des cyclistes entre ces villes et de déterminer si les facteurs influençant ce phénomène sont les mêmes d'une ville à l'autre. Une attention particulière est accordée à l'interprétation des résultats dans une perspective de planification des réseaux cyclables. À nouveau, cet article tente d'apporter des éclairages sur les principales lacunes identifiées dans notre revue de la littérature : peu d'études analysent simultanément l'exposition au bruit et à la pollution atmosphérique, se penchent sur des villes des Suds et la forte hétérogénéité des méthodes appliquées empêche les comparaisons entre les résultats obtenus.

Synthèse et discussion des résultats

Ce chapitre vise à synthétiser les résultats obtenus dans les articles composant cette thèse et d'articuler une discussion autour des principales conclusions que nous pouvons en tirer. Plus spécifiquement, ce chapitre répond aux questions de recherches formulées dans cette thèse et valide ou réfute les hypothèses posées.

La question de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore est discutée dans le contexte de la planification des infrastructures cyclables. Nous mettons également en lumière que des conflits entre les différents objectifs à poursuivre dans cet exercice de planification peuvent se présenter et que la thématique de l'exposition n'est qu'une des multiples dimensions à prendre en compte.

Enfin, les limites de la recherche sont identifiées, permettant de proposer des pistes de recherche futures.

1.6 Apport de la thèse

L'importante situation d'iniquité en transport en défaveur du vélo et l'hégémonie automobile ont contribué à créer un système de transport urbain dont les cyclistes sont relégués aux franges. Pourtant, dans un contexte de lutte contre les changements climatiques, de volonté de réduire les iniquités en termes d'accessibilité, de sédentarisation des populations, de congestion routière croissante et d'augmentation des coûts du transport, le vélo est un solide candidat pour une mobilité plus durable. Cependant, le bagage théorique sur la planification cyclable est encore fragmentaire. Plus particulièrement, la question de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore n'a pour l'instant que peu percolé dans la pratique. Pourtant, les preuves abondent aujourd'hui sur la surexposition des cyclistes, et le fait qu'ils-elles sont sensibles à ces problématiques pouvant faire office de frein à une plus large adoption du vélo comme mode de transport.

Les apports de cette thèse se situent à la fois au niveau académique mais également sociétal.

Sur le plan de la recherche, nous souhaitons apporter des nouveaux éclairages sur plusieurs zones d'ombre que nous avons identifiées dans notre revue de la littérature. Tout d'abord, les études portant à la fois sur l'exposition des cyclistes au bruit et à la pollution atmosphérique sont relativement rares, engendrant notamment des incertitudes quant à la corrélation de ces deux pollutions et à l'existence d'une multiexposition systématique ou événementielle. De plus, les études portant sur l'exposition des cyclistes ont été réalisées avec une telle disparité méthodologique (terrain, capteur, mode de collecte, résolution, type de pollution, méthode

d'analyse, etc.) que les points de consensus qui s'en dégagent sont peu nombreux. Ainsi, les effets des caractéristiques de l'environnement urbain (densité, organisation du bâti, perméabilité au vent, effet canyon, végétation, etc.) et des aménagements (piste cyclable en site propre versus bande cyclable) sur cette multiexposition varient d'une étude à l'autre (et parfois fortement ([Gelb et Apparicio 2021](#))) ce qui ne permet donc pas de formuler des recommandations en matière d'aménagement. Dans la même optique, peu de travaux ont été entrepris dans une démarche comparative entre plusieurs villes afin de déterminer si les constats effectués peuvent être généralisés. Une étude comparative permettrait également de mieux capturer le phénomène de pollution d'arrière-plan. En effet, d'une ville à l'autre, les conditions topographiques, l'intensité du trafic routier, et sa composition, la présence de flux pendulaires, les activités et la météorologie induisent des différences dans les niveaux de pollution atmosphérique et sonore moyens. Capturer ces phénomènes permettra de distinguer ces effets méso des effets micro, soit de faire ressortir l'influence des environnements micro échelle, quelle que soit la ville dans laquelle ils se trouvent. Enfin, comme le suggère notre revue de la littérature, les villes du Sud Global ont été peu analysées comparativement aux villes européennes et nord-américaines, malgré les niveaux de pollution élevés qui les caractérisent et une utilisation non négligeable du vélo comme mode de transport.

D'un point de vue sociétal, de nouvelles pratiques en matière de planification cyclable pourront avoir des impacts directs en réduisant l'exposition des cyclistes et indirects en rendant ce mode de transport plus attractif. Pour rappel, tel que présenté à la figure Figure 1.2, les retombées positives de l'utilisation du vélo comme mode de transport sont nombreuses et s'observent tant au niveau individuel que collectif.

CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE

En dehors de l'article de revue de la littérature, les trois autres articles composant cette thèse partagent un socle méthodologique que nous présentons dans ce second chapitre. Bien évidemment, chacun de ces articles poursuit des objectifs spécifiques et les méthodologies employées peuvent varier légèrement.

Considérant le cadre conceptuel et pour répondre aux questions de recherche de cette thèse, nous avons développé une méthodologie adaptée. Elle repose sur quatre volets que nous détaillons dans les sections suivantes : 1) approche comparative et réPLICATION de la méthodologie ; 2) utilisation de données primaires ; 3) collectes de données extensives ; 4) modélisation adaptée aux données et au cadre conceptuel.

2.1 Approche comparative et sélection des villes

Un des enjeux principaux de cette thèse est de déterminer si les facteurs influant l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore sont similaires d'une ville à l'autre. En effet, tel que mentionné dans la revue de la littérature systématique, il est aujourd'hui presque impossible de répondre à cette question à partir des études existantes, car leurs méthodologies divergent fortement. En effet, les variations provoquées par la diversité des capteurs utilisés, des méthodes de collecte appliquées, des méthodes d'analyses employées et des données secondaires mobilisées se combinent, démultipliant l'incertitude. Il est donc nécessaire d'étudier plusieurs villes avec une méthodologie standardisée dans une perspective comparative. Nous avons ainsi opté pour une étude comparative d'un ensemble de villes et répliqué la méthode, la démarche de collecte et d'analyse de données dans chacune d'elles. Ainsi, les résultats obtenus sont comparables et permettent de tirer des conclusions ne se limitant pas à une seule ville.

Une collecte de données sur le terrain impliquant plusieurs participant.e.s est un exercice coûteux nécessitant beaucoup de préparation. Il était donc nécessaire de limiter le nombre de villes à l'étude et de les sélectionner stratégiquement. Plusieurs facteurs sont entrés en ligne de compte pour déterminer nos terrains d'étude : la place du vélo dans ces villes, leurs formes urbaines, les

niveaux de pollution moyens, et les possibles points de comparaison qu'elles offraient les unes par rapport aux autres.

Hô Chi Minh-Ville (Vietnam) a été retenue comme terrain d'étude exploratoire pour tester la méthodologie et s'assurer de la faisabilité du projet de recherche. Il s'agit de la plus grande ville du Vietnam et est notamment connue pour la surreprésentation des scooters dans son trafic routier. Ces derniers représentent 80% de la part modale, le vélo entre 1 et 3%, la marche à pied entre 3 et 5%, 6% pour le transport en commun et 9 à 11% pour l'automobile. La ville fait face aujourd'hui à plusieurs enjeux en matière de transport : faible desserte en transport en commun, importants niveaux de congestion, de bruit, de pollution atmosphérique et augmentation du nombre d'automobiles (Emberger 2016). Dans un tel contexte, les cyclistes doivent circuler directement avec le flux de scooters, au plus proche de la principale source de bruit environnemental (et de pollution atmosphérique). Hô Chi Minh-Ville constituait donc un terrain d'étude pertinent, car représentant potentiellement un milieu caractérisé par une forte exposition des cyclistes.

Copenhague (Danemark) a ensuite été sélectionnée pour représenter l'environnement le plus favorable pour les cyclistes. En effet, elle est reconnue comme une des villes les plus cyclables du monde. Près de 33% des trajets effectués à Copenhague sont faits à vélo et ce dernier est profondément ancré dans la culture locale (Gössling 2013). Le réseau cyclable de la ville a été pensé pour séparer le plus possible les cyclistes du reste du trafic routier en proposant un grand nombre d'infrastructures connectées allant des grandes pistes cyclables facilitant le navettement aux pistes cyclables sur rue (surélevées) quadrillant les quartiers centraux.

Paris (France) a été sélectionnée, car il s'agit d'une des plus grandes villes européennes avec un trafic routier particulièrement dense et une forme urbaine particulière (boulevard Hausmaniens, forte densité bâtie, boulevard périphérique, etc.). De plus, la ville fait partie selon le Copenhagenize index (Copenhagenize eu Design Co 2019a) des 20 villes les plus cyclables du monde, passant de la 19^e place en 2013 à la 8^e en 2019. Elle représente également un exemple classique de l'abandon du vélo comme mode de transport pour l'automobile à la sortie de la Seconde Guerre Mondiale. Le réseau cyclable actuel de la ville est éclaté, reposant notamment dans les quartiers centraux sur un ensemble de bandes cyclables et de rues à contresens cyclable pour maintenir une certaine connectivité. Lyon (France) a été sélectionnée en complément de

Paris. Elle est caractérisée par un contexte urbain et une place du vélo similaire, ainsi que par une volonté affichée d'encourager l'utilisation du vélo. Entre 2005 et 2019, son réseau cyclable est passé de 25 km de bandes cyclables à 244 km, et de 9 km de pistes cyclables à 148 km (Métropole de Lyon 2020). Selon l'INSEE, 8,8% des habitant.e.s de Lyon utilisaient le vélo comme mode de transport principal pour se rendre au travail en 2018 contre 5% des Parisiens (INSEE 2018a; INSEE 2018b). Lyon est également connue pour être une des villes avec les niveaux de pollutions atmosphériques les plus importants en France. Elle fait actuellement partie des territoires ciblés par des procédures précontentieuses relatives à la directive Européenne 2008/50/CE sur la qualité de l'air du fait de ses hauts niveaux de concentration de NO₂. Cette situation s'expliquant notamment par d'importantes activités industrielles et agricoles venant s'additionner au trafic routier intense, combinés à une configuration topographique limitant la dispersion des polluants.

Toronto a été sélectionnée pour représenter un exemple typique d'une ville nord-américaine caractérisée par un plan quadrillé, une faible densité de population, la présence d'un quartier central des affaires et de larges autoroutes connectant la ville à ses banlieues. Bien que le nombre de cyclistes ait augmenté de 35,5% à Toronto entre 2011 et 2016, (Statistics Canada 2017), la ville reste avant tout tournée vers l'automobile. Montréal a été sélectionnée en complément avec Toronto du fait de leurs similarités en matière de formes urbaines, mais aussi parce que Montréal est la ville Nord-Américaine à occuper la plus haute place du Copenhagenize index en 2011, 2013, 2017 et 2019 (Copenhagenize eu Design Co 2019a). Dans les dernières années, la ville a effectué de nombreux pas en direction d'une mobilité plus orientée vélo avec l'agrandissement de son service de vélo partage, l'installation de nouvelles infrastructures cyclables (bien que ces dernières soient essentiellement des marquages au sol (Houde, Apparicio et Séguin 2018). Le projet plus récent de Réseau Express Vélo (REV) témoigne aussi de cette direction prise par la ville, bien que ces infrastructures n'étaient pas encore présentes lorsque nous avons collecté nos données.

Delhi et Mumbai ont ensuite été sélectionnées, car il s'agit des deux plus grandes villes indiennes. Les deux villes font face à des enjeux similaires en matière de transport avec une augmentation importante du trafic routier, une offre de transport en commun limité en ne rencontrant pas les besoins de la population, et la présence d'une catégorie de la population très pauvre et ne pouvant

se déplacer qu'à pied ou à vélo (cyclistes captif.ve.s). À Mumbai, les déplacements utilisant les modes de transport actifs représentent encore près de la moitié du total des déplacements (Kandt 2018; Tiwari 2007). Comme à Hô Chi Minh-Ville, de nombreux scooter et rickshaw circulent dans des rues souvent congestionnées et l'absence quasi totale d'infrastructures cyclables constituent une situation d'extrême exposition des cyclistes au risque d'accident, au bruit et à la pollution atmosphérique (Tiwari, Jain et Ramachandra Rao 2016). Delhi est également connue pour ses niveaux de concentration de particules fines annuels très importants. En 2013, selon l'Organisation Mondiale de la santé (WHO 2016), la moyenne annuelle de la concentration de PM_{2.5}, atteignait 122 µg/m³, soit près de deux fois plus que Mumbai sur la même période (63 µg/m³), et près de 10 fois plus que Lyon en 2014 (14 µg/m³). Ces deux villes ont donc été sélectionnées pour représenter des situations problématiques extrêmes d'exposition des cyclistes des villes des Suds.

2.2 Données

Les données utilisées dans le cadre de cette thèse sont de nature quantitative et spatiale. Il est possible de les classer dans deux catégories : les données primaires collectées selon un protocole spécifiquement conçu pour cette recherche et les données secondaires provenant de sources externes.

2.2.1 Collectes de données primaires

Comme établi dans notre cadre conceptuel et nos questions de recherche, nous nous intéressons spécifiquement à la multiexposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Les principales sources de données sur la pollution en ville sont les réseaux de stations de mesures gouvernementales. Les données fournies par ces stations ont l'intérêt d'être régulières, fiables et d'offrir des perspectives sur ces pollutions sur de longues périodes de temps. Cependant, ces réseaux sont généralement peu denses et offrent donc une information grossière sur la dimension spatiale de ces pollutions, et ce, même dans des villes à la pointe de la surveillance de ces problématiques. À titre d'exemple, en île de France, deux associations financées par l'État (AirParif et BruitParif) suivent les pollutions atmosphériques et sonores depuis près de 20 ans, le

nombre de stations mesurant la pollution atmosphérique est d'environ 70, et 150 pour la mesure du bruit. Si l'on s'en tient à la superficie du territoire de la métropole du Grand Paris, cela représente en moyenne une station de mesure de la pollution de l'air tous les $11,6 \text{ km}^2$ et une station de mesure du bruit tous les $5,5 \text{ km}^2$. Il apparaît que l'exposition individuelle peut difficilement être capturée par de tels dispositifs. Ce constat est largement partagé dans la littérature sur l'exposition des cyclistes comme nous l'avons souligné dans la section 1.3.3.3. Plus généralement, il s'inscrit dans un nouveau paradigme de mesure de ces pollutions (Snyder et al. 2013). Jusqu'à récemment, la mesure et la surveillance des pollutions atmosphériques et sonores étaient réservées à des institutions officielles capables d'investir des dizaines de milliers de dollars dans l'acquisition d'un seul appareil. Dans les dix dernières années, le développement de capteurs portatifs à faible coût avec une haute résolution temporelle a permis l'émergence de nouvelles questions de recherche et la collecte de nouvelles données à des échelles spatio-temporelles plus fines, plus proches des individus. Le projet NoiseCapture⁴ constitue l'exemple parfait de ce changement de paradigme pour la pollution sonore en proposant de transformer n'importe quel téléphone intelligent en sonomètre, de centraliser les données collectées par les participant.e.s et de les archiver ensuite dans une base de données en libre accès.

Le Tableau 2.1 compare ces deux paradigmes : réseau fixe officiel VS capteurs portatifs à faible coût.

Tableau 2.1: Comparaison des avantages et objectifs respectifs des données collectées par des réseaux de stations officielles fixes et de capteurs portatifs à faible coût

réseau fixe officiel	capteurs portatifs à faible coût
Nombre limité de stations fixes	Multitude de capteurs
Gestion centralisée par quelques institutions responsables de la surveillance de ces pollutions	Large potentiel d'utilisation dans les secteurs universitaire, institutionnel, mais aussi citoyen
Données collectées en continu avec des résolutions spatiales et temporelles (typiquement des moyennes horaires) relativement faibles.	Données collectées épisodiquement, avec des résolutions spatiales et temporelles élevées.
Importante inertie du système, mais bonne pérennité et suivi dans le temps long	Importante flexibilité, mais nature exceptionnelle des collectes de données

⁴ <https://noise-planet.org/noisecapture.html>

Pour étudier spécifiquement l'exposition des cyclistes, il semble donc évident que l'utilisation de capteurs portatifs à faible coût est l'option la plus pertinente. Plus spécifiquement, nous proposons d'utiliser un ensemble de quatre appareils :

- Un capteur Aeroqual Series 500 Portable (Aeroqual Limited, Auckland, Nouvelle-Zélande), permettant de mesure la concentration de dioxyde d'azote (NO_2) dans l'air, le taux d'humidité et la température ambiante avec une résolution temporelle d'une minute. Selon le constructeur, les caractéristiques techniques de l'appareil sont les suivantes : étendue de mesure (0–1 ppm), seuil de détection minimum (0,005 ppm), précision de la calibration à la sortie d'usine ($<\pm 0,02$ ppm 0–0,2 ppm; $<\pm 10\%$ 0,2–1 ppm), et résolution (0,001 ppm). Ce capteur a été utilisé dans de nombreuses études sur l'exposition individuelle (Apparicio et al. 2018; Deville Cavellin et al. 2016; Maria Delgado-Saborit 2012; Minet, Gehr et Hatzopoulou 2017). Il est cependant connu pour sa sensibilité croisée avec l'Ozone (O_3) (Thongplang 2018), ce qui implique notamment un risque de surestimation de la concentration du NO_2 en présence d' O_3 . Nous avons développé dans cette thèse plusieurs approches statistiques pour minimiser cet effet, elles sont détaillées dans la section 2.4. Le NO_2 a été retenu comme polluant à mesurer considérant sa forte association avec le trafic routier et sa bonne corrélation avec les autres polluants atmosphériques (Beckerman et al. 2008; Ross et al. 2011). De plus, nous avions souligné dans notre revue de la littérature que l'exposition des cyclistes aux polluants gazeux étaient moins étudiée que leur exposition aux polluants particulaires.
- Un dosimètre Brüel and Kjaer Personal Noise Dose Meter (Type 4448, classe 2, conforme aux standards IEC 61252:2002 et ANSI S1.25:1991), permettant de mesure les niveaux moyens de bruit en décibels ajustés (dB(A)). La résolution temporelle de l'appareil est également d'une minute et a les caractéristiques techniques suivantes : taux d'échange (3 dB), étendue de mesure (certifié 65–140 dB, fiable jusqu'à 58 dB), précision (± 2 dB).
- Une montre de triathlon GPS (Garmin 910 XT) permettant de capturer les trajets effectués par un cycliste en enregistrant chaque seconde la latitude et la longitude.
- Une caméra d'action (Garmin Virb XE) permettant de conserver une vidéo des trajets effectués ainsi qu'une seconde trace GPS si celle de la montre devait faire défaut.

Les questions et objectifs de recherche que nous avons formulés s'intéressent directement aux concepts d'exposition et de multiexposition. Nous avons donc fait le choix de ne pas considérer dans cette thèse la question des doses de bruit et de pollution atmosphérique inhalée car ces dernières ne dépendent que peu de l'environnement urbain.

2.2.2 Collecte de données extensive

Tel que présenté dans la revue systématique de la littérature, deux grandes approches se distinguent dans la collecte de données sur l'exposition des cyclistes : les collectes intensives et les collectes extensives. Nous optons dans cette thèse pour une approche extensive habituellement privilégiée par les études portant sur la modélisation de l'exposition des cyclistes et visant à maximiser la diversité des environnements urbains traversés. Nous décrivons ici le protocole adopté pour effectuer nos collectes de données.

Comme nous venons de le décrire à la section précédente, la collecte de ces données requiert la manipulation d'un grand nombre d'appareils dont l'usage peut être complexe. Des collectes antérieures effectuées par le LAEQ ont montré qu'il n'était pas efficace de faire appel à des participant.e.s extérieur.e.s au milieu académique. Le temps que ces personnes soient suffisamment familières avec le matériel pour être opérationnelles augmente le coût des collectes et des données sont régulièrement manquantes. Les collectes se feront donc à chaque fois par une équipe formée de membres du laboratoire (volontaires et rémunéré.e.s).

Pour couvrir une étendue suffisante des territoires d'étude, entre trois et quatre cyclistes ont participé aux différentes collectes de données sur des périodes de 4 à 5 jours à raison d'environ 100 km parcourus par jour pour un objectif total d'environ 1500 km par collecte après une semaine. Les données n'ont été collectées que lors de journées sans précipitations et avec des températures supérieures à 10 degrés Celsius afin de ne pas dégrader les capteurs.

La sélection des trajets à effectuer dans chaque ville a été réalisée en amont avec l'outil GoogleMaps (Google) avec pour objectif de parcourir un maximum de segments du réseau routier et cyclable et de limiter les répétitions. Ce processus est itératif : les trajets sont ajoutés au fur et à mesure dans un Système d'Information Géographique permettant ainsi de vérifier quels

segments ont déjà été empruntés et de combler les éventuels vides. Lorsque tous les trajets sont sélectionnés, ils sont répartis entre les participant.e.s et rendus accessibles grâce à l'application MyMaps (Google). Ces trajets rayonnaient à partir d'un point central : le lieu de résidence de l'équipe lors d'une collecte.

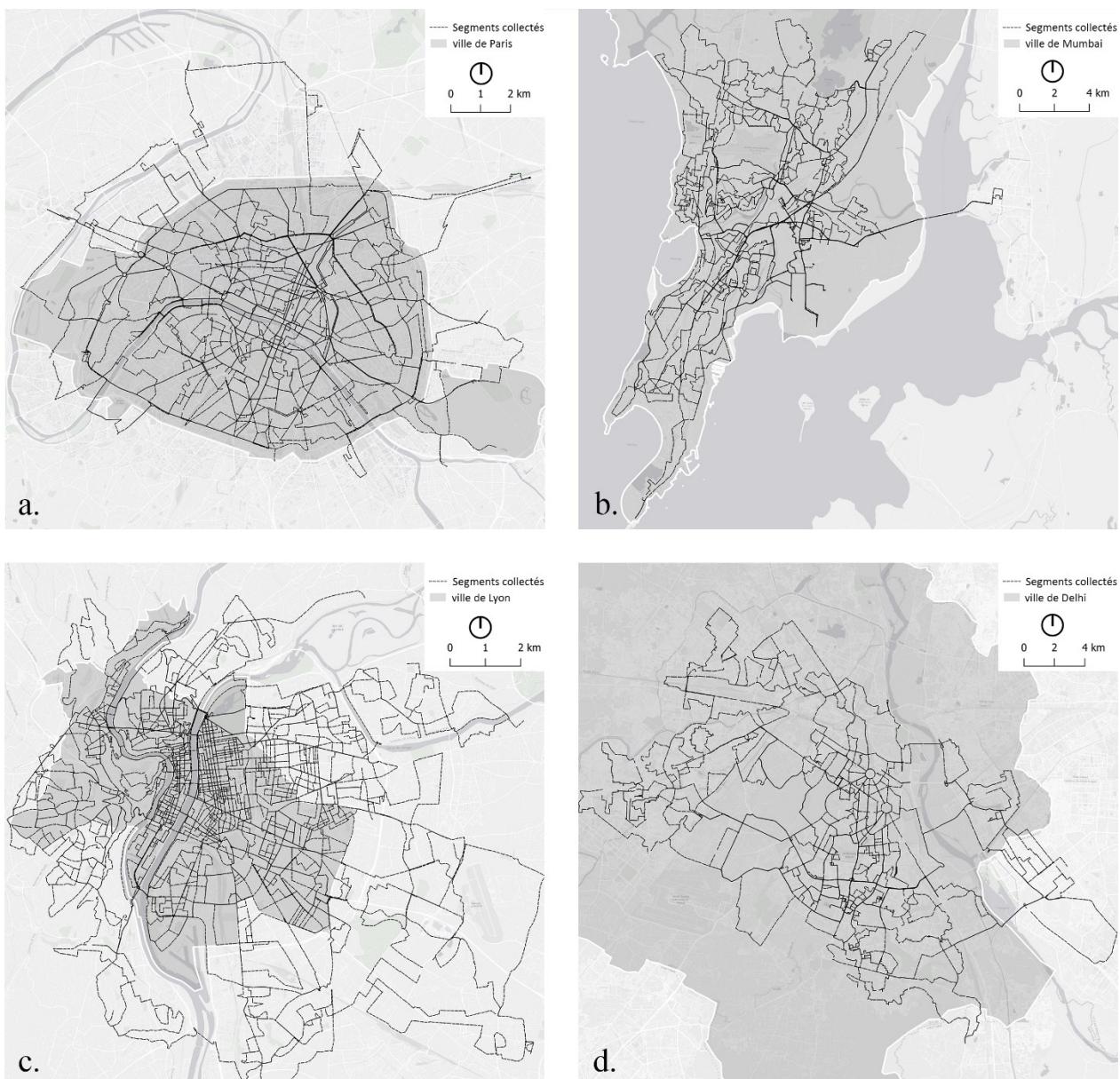


Figure 2.1 Cadre conceptuel Couverture de collecte dans les villes étudiées (partie 1)

Durant les collectes, les participant.e.s disposent d'un téléphone intelligent fixé au guidon de leur vélo et affichant leur itinéraire prévu. Ils-elles ont pour consigne de suivre le plus fidèlement possible cet itinéraire, mais peuvent l'ajuster au besoin si certains tronçons sont fermés ou impraticables. La Figure 2.1 et la Figure 2.2 illustrent la couverture de collecte réalisée dans les huit villes étudiées durant cette thèse.

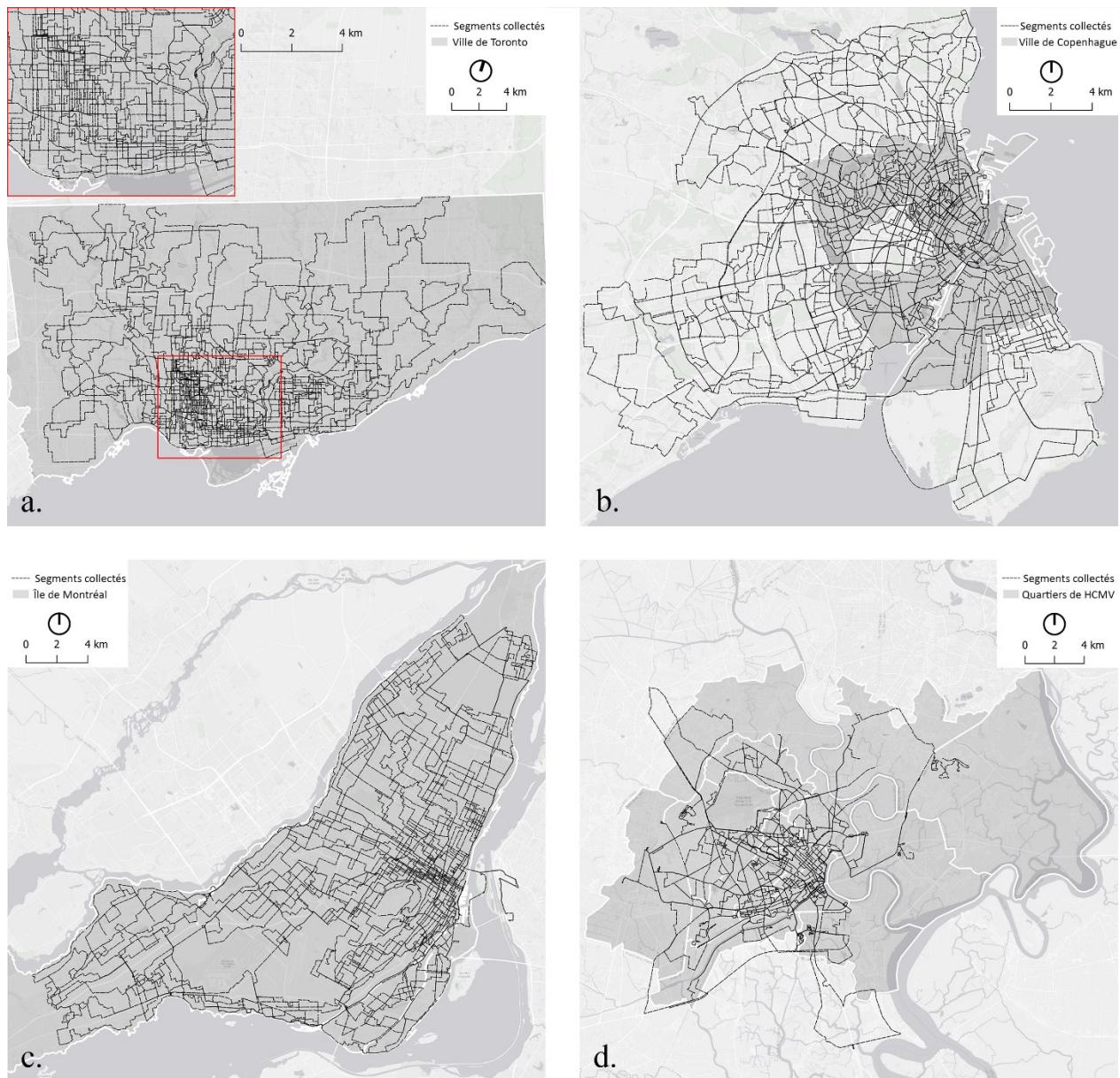


Figure 2.2 Couverture de collecte dans les villes étudiées (partie 2)

Une journée de collecte type suivait le déroulement suivant. À six heures du matin, la personne responsable du matériel harmonisait l'heure de chacun des capteurs, calibrait manuellement les sonomètres et démarrait les capteurs de pollutions atmosphériques pour leur donner une période de préchauffage d'au moins trente minutes tel que recommandé par le constructeur. À 07h30, l'ensemble du matériel était monté sur le vélo et les départs avaient lieu entre 07h30 et 08h00. Chaque participant.e avait entre 40 et 50 km à parcourir dans la matinée et était libre d'effectuer des pauses durant son parcours. Les consignes étaient de respecter le Code de la route, de limiter sa vitesse de déplacement à environ 20 km/h et de ne pas parler pour ne pas influencer les mesures de bruit. Arrivé au bout de leurs trajets de la matinée, les participant.e.s rejoignaient soit le point de départ de la collecte, soit arrivaient proche d'un restaurant où ils-elles devaient s'arrêter pour manger et se reposer. Durant la pause de la mi-journée, les appareils devaient être rechargés, ce qui pouvait prendre entre 1h et 1h30. Les participant.e.s devaient relancer les capteurs de pollutions atmosphériques au moins 30 minutes avant de repartir pour la seconde période de collecte, afin de leur laisser le temps de préchauffer. Les participant.e.s achevaient leurs trajets entre 17h et 18h30 dépendamment de leur longueur et de l'heure à laquelle ils reprenaient leurs itinéraires après la pause de la mi-journée. Une fois arrivés, les participant.e.s déséquipaient leur vélo et éteignaient leurs capteurs. La personne responsable de la collecte récupérait l'ensemble des appareils et procédait immédiatement à l'extraction des données. Une fois cette opération effectuée, la mémoire des appareils était vidée et ils étaient tous mis en charge pour la nuit.

Il est à notre que la recherche a été approuvée par le comité d'éthique de l'INRS (no CER-15-391).

2.2.3 Données secondaires

Quatre sources de données secondaires ont été mobilisées dans le cadre de cette thèse : celles relatives au réseaux de rues, à la forme urbaine et à l'environnement urbain, la météorologie et la pollution d'arrière-plan.

2.2.3.1 Réseau de rue

Comme nous l'avons souligné dans notre revue de la littérature, le trafic routier est une source majeure de pollution atmosphérique et sonore. Puisque notre recherche effectue des comparaisons dans plusieurs villes, il est nécessaire d'utiliser des données disponibles pour chacune d'entre elles. Le cas du réseau de rues est particulièrement problématique puisque cette donnée n'est pas toujours disponible, n'inclut pas nécessairement le réseau cyclable, mais aussi parce que la typologie des rues change d'une ville à l'autre. Les données OpenStreetMap (OSM) (OpenStreetMap contributors 2017) fournissent une solution élégante à ce problème puisque ce jeu de données couvre pour ainsi dire toutes les grandes villes tout en proposant une typologie unique.

La typologie du réseau de rue est régulièrement intégrée dans les études concernant les pollutions sonores et atmosphériques. En effet, elle est utilisée comme une approximation du volume du trafic routier et de la forme urbaine (les rues importantes étant sensément plus larges). Nous envisageons deux types d'indicateurs ici : le temps passé sur chaque type de rue (artère, primaire, résidentielle, etc.) et infrastructure (bande cyclable, piste cyclable, voie de bus partagée, etc.) et le temps passé à proximité des axes principaux.

2.2.3.2 Forme urbaine et environnement urbain

Plusieurs éléments de la forme urbaine sont régulièrement associés à la concentration des pollutions atmosphérique et sonore et par extension à l'exposition à ces pollutions. Parmi ces éléments, les plus faciles à obtenir sont généralement les fonctions des espaces urbains ou encore les occupations du sol. À cela, nous proposons d'ajouter des indicateurs concernant la proximité et la densité d'espaces verts puisqu'il a été démontré qu'ils jouent un rôle important dans la mitigation du bruit et des rôles plus complexes dans le cas de la pollution atmosphérique. Enfin, un ensemble d'indices concernant la géométrie du bâti seront ajoutés afin de tenir compte de sa densité (surfacique et volumique), de la forme de canyon des rues (*sky view factor index*), la perméabilité au vent (frontal area index, fetch index), la fragmentation et la compacité du bâti (X. Li et al. 2016).

2.2.3.3 Météorologie

La météorologie a un impact majeur sur la concentration de la pollution atmosphérique, mais aussi sonore. Elle doit nécessairement être contrôlée pour pouvoir comprendre l'effet des autres facteurs sur l'exposition des cyclistes à ces pollutions. Plusieurs éléments sont généralement pris en compte : la température, l'humidité, la pression atmosphérique, la pluie et le vent. Pour chacun de ces paramètres, plusieurs opérationnalisations sont présentes dans la littérature. Dans notre cas, la température, l'humidité et la pression atmosphérique sont mesurées directement par les capteurs portatifs de pollution sous forme de moyenne d'une minute. Pour le vent, nous utiliserons des données archivées de la météorologie telles que sa vitesse et l'orientation moyennes sur une heure. Rappelons que pour la pluie, nous prévoyons de ne pas collecter lors des journées avec des précipitations afin de ne pas endommager le matériel, il ne sera donc pas nécessaire de la considérer.

2.2.3.4 Pollution d'arrière-plan

Comme nous l'avons souligné dans notre cadre conceptuel, la pollution d'arrière-plan correspond à un ensemble de tendances structurées spatialement et temporellement venant s'ajouter à l'exposition immédiate des cyclistes. Pour bien saisir l'impact du micro-environnement sur l'exposition des cyclistes, il est nécessaire de contrôler efficacement ces niveaux d'arrière-plan. Pour la pollution atmosphérique, nous proposons d'utiliser la base de données OpenAQ⁵ regroupant les enregistrements effectués par des stations installées dans de nombreuses villes par des gouvernements locaux ou nationaux à travers le monde. Ces données sont généralement disponibles à une résolution temporelle d'une heure, et le nombre de sites disponibles varie d'une ville à l'autre. Pour la pollution sonore, une telle base de données n'existe tout simplement pas à l'heure actuelle. La collecte de données sur le bruit environnemental est très répandue en Europe, notamment du fait de la directive relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement concernant les municipalités et agglomérations de plus de 100 000 habitant.e.s. Dans les autres régions du monde, ces données sont beaucoup plus éparses et difficiles d'accès.

⁵ <https://openaq.org>

2.3 Structuration des données

La structuration des données a constitué un enjeu important de cette thèse. Nous détaillons ici l'ensemble des étapes de traitements effectués pour obtenir les bases de données structurées qui ont été utilisées pour les analyses. Notons que l'ensemble de ces opérations a été réalisé avec des logiciels libres et plus spécifiquement des scripts sur mesure développés en Python.

L'ensemble des données primaires issues des capteurs de bruit et de pollution étaient extraites sous forme de fichier CSV. La première étape a donc consisté à importer chacune des tables dans une base de données SQLite. Les principaux enjeux de cette étape consistaient à nettoyer les fichiers des informations superflues, harmoniser les préférences linguistiques (séparateur et caractère de décimal) et gérer les fuseaux horaires pour les différentes villes.

La seconde étape consistait à récupérer les fichiers *.fit* produits par les montres GPS et les exporter au format *shapefile*. Pour chaque trace GPS représentant un trajet, le début et la fin du trajet étaient découpés manuellement pour s'ajuster parfaitement avec les fichiers vidéo produits par les caméras d'action.

La troisième étape consistait à ajuster les points des traces GPS le long des lignes du réseau OpenStreetMap. Cette étape, appelée *map-matching*, est nécessaire pour déterminer à chaque seconde sur quel type de rue ou d'infrastructure cyclable les participant.e.s se trouvaient. Le réseau OSM est très riche et sur un même boulevard plusieurs lignes numérisées peuvent correspondre par exemple aux deux sens de circulation, aux trottoirs, aux bandes cyclables, aux lignes de bus, etc. Dans ce contexte, les différents algorithmes existant pour automatiser ce traitement ne peuvent être fiables à 100% d'autant plus qu'il peut arriver que certains segments empruntés ne soient pas numérisés dans OSM. Le *map-matching* a donc été effectué en partie automatiquement (en utilisant l'outil OSRM (Huber et Rust 2016)) puis validé manuellement en utilisant les vidéos des trajets pour s'assurer que les points GPS sont assignés au bon tronçon.

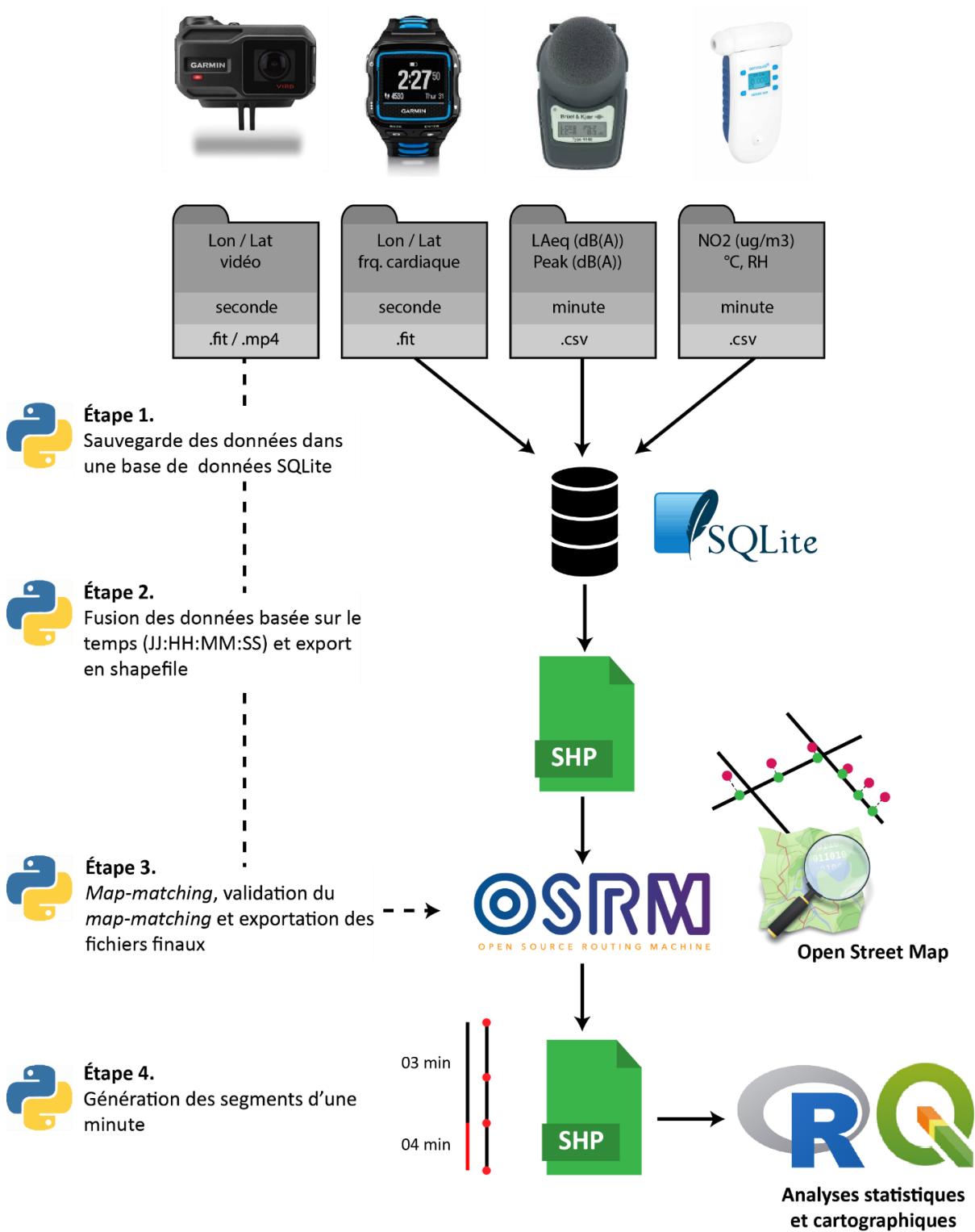


Figure 2.3 Résumé graphique du processus de structuration des données

Une fois les points ajustés le long du réseau OSM, nous avons découpé les trajets effectués en segments d'une minute. En effet, si les points fournis par les montres GPS sont disponibles à chaque seconde, les capteurs de bruits et de pollution atmosphérique ont une résolution temporelle d'une minute. Pour chaque segment, puisque nous connaissons sa période d'enregistrement, il était ensuite possible d'appareiller les données produites par les capteurs et enregistrées dans la base de données SQLite en utilisant l'horodatage. Ces segments d'une minute constituent nos unités d'observations : ils correspondent dans notre cadre théorique à des micro-environnements pour lesquels nous avons enregistré une mesure homogène d'exposition aux pollutions atmosphériques et sonores des participant.e.s.

Enfin, les données secondaires ont pu être ajoutées aux segments d'une minute en se basant sur la localisation et le moment d'enregistrement de chaque segment. Le détail de ces ajouts varie en fonction des objectifs poursuivis dans les différents chapitres de cette thèse. La Figure 2.3 résume l'ensemble de ce processus de structuration des données.

2.4 Méthode d'analyse

En repartant du cadre conceptuel décrit à la figure 2.1, nous proposons de considérer les mesures d'expositions aux pollutions atmosphérique et sonore comme des variables dépendantes continues (Y). L'ensemble des facteurs influençant potentiellement la valeur de ces variables (météorologie, environnement urbain, pollution d'arrière-plan, etc.) peuvent alors être considérés comme des variables indépendantes (X). Dans ce contexte multivarié avec des variables dépendantes et indépendantes bien identifiées, plusieurs familles de méthode peuvent être envisagées, la première étant bien évidemment celle des régressions.

2.4.1 Modèles de régression

La régression linéaire est une méthode très populaire permettant de modéliser des relations linéaires entre un ensemble de prédicteurs X et une variable dépendante Y selon l'équation suivante :

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \varepsilon$$

Avec Y la valeur observée de la variable dépendante, β_0 l'intercepte, X_1 une matrice contenant les valeurs des variables indépendantes, β_1 un vecteur contenant les coefficients à estimer pour chaque variable indépendante de la matrice X_1 et ε le terme d'erreur (Tabachnick, Fidell et Ullman 2007). Plusieurs conditions d'applications doivent être respectées pour obtenir des résultats fiables :

- Le terme d'erreur est normalement distribué ;
- Les variables indépendantes ne présentent pas de fortes corrélations entre elles (absence de multicolinéarité) ;
- La variance des résidus est homogène dans l'intervalle des variables indépendantes (homoscédasticité) ;
- Les observations sont indépendantes.

Dans notre contexte, il apparaît évident que ces conditions d'application ne peuvent pas être respectées. En effet, tel que nous l'avons décrit dans notre revue systématique de la littérature, les données sur l'exposition de cyclistes sont marquées par :

- Une forte autocorrélation spatiale, temporelle et des effets de groupes, impliquant une forte pseudo-réPLICATION et remettant en cause l'indépendance des observations ;
- Des relations non linéaires entre certains prédicteurs et les mesures d'expositions ;
- Une distribution potentiellement anormale des résidus avec notamment la présence de valeurs extrêmes.

Il est donc nécessaire d'utiliser des modèles de régressions adaptés à nos données. Nous proposons notamment de construire des modèles Généralisés Additifs à effets Mixtes incluant un

terme d'autocorrélation temporel MA. Nous détaillons ici la formulation de ces modèles et comment ils permettent de répondre aux enjeux soulevés par nos données. Nous soulignons également comment ce type de modèle offre des perspectives d'interprétation pertinentes et permettent d'opérationnaliser notre cadre conceptuel.

2.4.2 Modèles linéaires généralisés

Un Modèle Linéaire Généralisé (GLM) est une extension de la méthode de régression classique des moindres carrés permettant d'utiliser des distributions conditionnelles autres qu'une distribution normale (Fox 2015). Plus spécifiquement le modèle s'écrit alors :

$$Y \sim D(\mu, \sigma, \dots)$$

$$g(\mu) = \alpha + \beta X$$

Avec X , les variables indépendantes, α la constante, β le vecteur de coefficients à estimer.

Dans ce modèle, on formule l'hypothèse que la variable Y , conditionnée par les variables X , suit la distribution D . Plus généralement, cette distribution a un paramètre de position et un paramètre de dispersion ou de forme, ici représentés par μ et σ . Chaque distribution peut ensuite avoir des paramètres supplémentaires. Ici, g représente la fonction de lien. Il s'agit d'une fonction permettant de transformer le prédicteur linéaire ($\alpha + \beta X$) pour le contraindre dans un intervalle cohérent avec le paramètre μ . Le choix de cette fonction peut également avoir un impact sur l'interprétation des coefficients β , dépendamment de la transformation qu'elle applique.

Les variables que nous modélisons sont connues pour comporter des valeurs extrêmes. En effet, des événements aléatoires peuvent se produire lors des collectes de données, comme le passage d'un camion, d'un avion, des travaux de construction, etc., conduisant à de fortes valeurs d'exposition. Dans ce contexte, la distribution *T de Student* pourrait être un choix pertinent, car les résultats du modèle seraient moins influencés par ces cas extrêmes. On obtient alors :

$$Y \sim T(\mu, \sigma, \nu)$$

$$g(\mu) = \alpha + \beta X$$

Avec :

μ la moyenne (espérance) de la distribution T

σ la dispersion de la distribution T

v le nombre de degrés de liberté de la distribution T (contrôlant l'impact des valeurs extrêmes)

g la fonction identitaire (n'appliquant aucune transformation).

Un autre choix envisageable serait la distribution *Gamma*. En effet, nos mesures d'exposition sont des variables strictement positives et pourraient tout à fait être asymétriques. On obtient alors :

$$Y \sim \text{Gamma}(\mu, \theta)$$

$$g(\mu) = \alpha + \beta X$$

Avec :

μ l'espérance de la distribution *Gamma*

θ le paramètre de forme de la distribution *Gamma*

- g la fonction logarithme, permettant de contraindre le prédicteur linéaire dans l'intervalle $]0; +\infty[$.

2.4.3 Modèles à effets mixtes

Un Modèle Généralisé à effets Mixtes (GLMM) est une extension des modèles GLM permettant de spécifier des effets aléatoires en plus des effets fixes habituels dans un modèle (Lee, Nelder et Pawitan 2018). Un effet est dit aléatoire s'il n'est pas provoqué à l'échelle des observations, mais à une échelle supérieure et provient d'une autre population. Plus spécifiquement, ce type de modèle permet d'introduire dans le modèle la notion de groupes d'observations, de hiérarchie et d'effets se rapportant à ces groupes. Plus largement, les modèles à effets mixtes sont utilisés pour tenir compte de toutes les formes de pseudo-réPLICATIONS dans les données, qu'elles soient liées à des effets de groupes, une dépendance temporelle ou une dépendance spatiale.

Concernant nos données, chaque observation d'une minute est collectée par un capteur spécifique. Malgré leur calibration, il est raisonnable de s'attendre à ce que chaque capteur tend à légèrement surévaluer ou sous-évaluer l'exposition d'un cycliste (biais systématique). Deux observations provenant d'un même capteur sont ainsi vraisemblablement plus corrélées entre elles que deux observations prises au hasard dans l'ensemble des données. Ainsi, cet effet propre à chaque capteur n'est pas propre à nos observations, mais à la population des capteurs. Le même problème se pose pour le jour ainsi que la ville de collecte. Les observations collectées lors d'une même journée ou d'une même ville ont plus de chances de se ressembler que deux observations prises au hasard dans le jeu de données. Pour tenir compte de cet effet, nous proposons d'intégrer dans nos modèles des constantes aléatoires, si l'on reprend les formules précédentes nous obtenons :

$$Y \sim T(\mu, \sigma, \nu)$$

$$g(\mu_j) = \alpha + \beta X + v_j$$

$$v \sim N(0, \sigma_{gp})$$

Avec v_j l'effet aléatoire associé au groupe j , cet effet provenant d'une distribution normale centrée sur 0 avec un paramètre de variance σ_{gp} . En d'autres termes chaque groupe ajoute un malus systématique ou un bonus à l'exposition attendue. L'intérêt de cette formulation sur un simple effet fixe est double. Premièrement, un effet aléatoire a tendance à contracter les effets des groupes comparativement à un effet fixe mutualisant les informations entre les différents groupes. Deuxièmement, le paramètre de variance de l'effet aléatoire est particulièrement intéressant à interpréter, car il nous donne des informations supplémentaires sur la variabilité de cet effet de groupe et de la partition de la variance aux différents niveaux du modèle. Dans notre cas, il serait particulièrement intéressant de déterminer la part de la variance expliquée au niveau des observations d'une minute, des capteurs, des jours de collectes et des villes.

2.4.4 Modèles généralisés additifs

Un point intéressant issu de la littérature portant sur les liens entre pollution et environnement urbain est que ceux-ci ne sont pas nécessairement linéaires, que ce soit pour le bruit ou la pollution atmosphérique (Dekoninck, Botteldooren et Int Panis 2013; Dekoninck et al. 2015; Van den Bossche et al. 2018). Ainsi, les régressions linéaires mentionnées précédemment ne peuvent capter qu'une partie des relations existantes entre les variables qui nous intéressent. Pour surmonter ce problème, il est possible de recourir à une extension des GLM : les modèles de régression additifs généralisés (GAM) (Wood 2017). Ces modèles sont spécifiés avec la formulation suivante :

$$Y \sim T(\mu, \sigma, \nu)$$

$$g(\mu) = \alpha + \beta X + f_l(X_l)$$

Avec f_l une fonction non paramétrique à estimer pour la (les) variable(s) indépendante(s) X_l . Ces fonctions sont construites à partir de *splines*, soit la projection d'une variable sur un ensemble de bases non linéaires. Pour chaque base, un coefficient est ajusté et la somme des bases et des coefficients pour une *spine* permet d'obtenir une fonction non linéaire exprimant l'impact de la variable indépendante sur la variable dépendante. La complexité de la fonction est déterminée par le nombre de bases (ou nombre de nœuds k) et doit offrir un bon compromis entre ajustement et capacité de généralisation (Figure 2.4). En d'autres termes, il convient de choisir avec soin le degré de complexité de la *spine* pour éviter des phénomènes de sur ou sous-ajustement. Le niveau de lissage de ces *splines* peut être automatisé en utilisant une méthode d'ajustement par vraisemblance pénalisée ou en reparamétrisant la *spine* comme un effet aléatoire. On distingue alors les *splines* de régression (ajustées manuellement) des *splines* de lissages (ajustées par un terme du modèle). Dans notre cas, nous proposons également d'utiliser ces fonctions non linéaires pour capturer une partie des phénomènes de concentration d'arrière-plan des pollutions étudiées. En effet, en milieu urbain, les niveaux de bruit et de pollution atmosphérique sont connus pour suivre des patrons temporels et spatiaux relativement stables et récurrents. Une *spine* ajustée sur l'heure de la journée sera ainsi en mesure de capturer la dimension temporelle systématique et indépendante du micro-environnement étudié. Considérant que le trafic routier est une source majeure des pollutions étudiées, nous pouvons ainsi nous attendre à ce que cette

spline temporelle capture l'effet relatif aux heures de pointe. Il est également possible d'étendre la méthodologie des *splines* à deux dimensions, l'idée n'est plus alors d'ajuster une ligne courbe, mais un drapé. Dans notre cas, une *spline* en deux dimensions peut être ajustée aux coordonnées spatiales des données collectées afin de capturer la dimension spatiale systématique de ces pollutions. En effet, d'un secteur à l'autre de la ville, les différences de densité de population, de trafic routier, la présence d'infrastructures et d'activités et la topographie peuvent conduire à des écarts spatiaux systématiques et prononcés. Ces concentrations temporelles et spatiales d'arrière-plan viennent s'ajouter à l'exposition immédiate qui nous intéresse plus particulièrement.

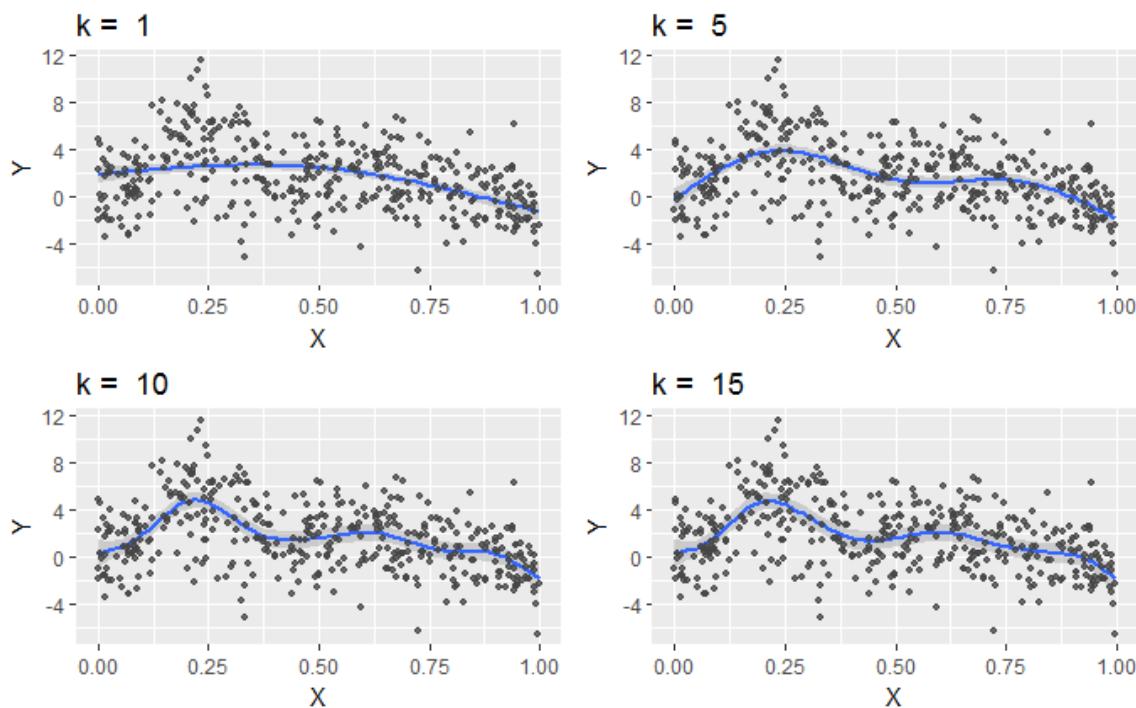


Figure 2.4 Illustration de l'impact du nombre de nœuds sur une spline ajustée par maximum de vraisemblance pénalisé

2.4.5 Autocorrélation temporelle

Enfin, les données collectées sur l'exposition des cyclistes peuvent être considérées comme des séries temporelles. Il est possible de les ordonner dans le temps, ce qui soulève la question de l'autocorrélation temporelle. En effet, deux observations successives ont plus de chance de se ressembler que deux observations prises au hasard dans le jeu de données. Pour tenir compte de cet effet, nous proposons d'intégrer dans nos modèles une structure d'autocorrélation temporelle autorégressive de type AR ou MA (Montgomery, Jennings et Kulahci 2015).

2.4.6 Interprétation des modèles

Les modèles que nous venons de décrire offrent plusieurs niveaux d'interprétation permettant de répondre à différentes questions et objectifs soulevés par la thèse.

- 1) la simple analyse des effets fixes permettra de déterminer quels sont les facteurs de l'environnement urbain influençant significativement l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores, et la magnitude de leur effet.
- 2) l'intégration de splines, d'effets aléatoires et de l'autocorrélation temporelle permettra de séparer efficacement les effets associés à l'environnement microéchelle, des effets d'arrière-plan ou encore des effets introduits par les capteurs.
- 3) la standardisation (variable centrée-réduite) des variables d'exposition permettra de comparer les résultats obtenus dans chacune des villes sur une échelle relative et absolue. Il sera ainsi possible de déterminer si certains facteurs sont amplifiés dans des villes spécifiques.
- 4) Les équations des modèles ajustés pourront être utilisées pour effectuer des prédictions et généraliser les résultats au reste du territoire. Il sera ainsi possible de créer des cartes des niveaux d'exposition attendus, qui pourront servir comme outil d'aide à la décision en matière de planification des aménagements cyclables.

2.5 Conclusion

Ce chapitre nous a permis de poser les bases méthodologiques de cette thèse, soit une étude comparative intégrant huit terrains d'études dans des villes d'Amérique du Nord, d'Europe et d'Inde. Des données primaires sur l'exposition des cyclistes au bruit environnemental et au NO₂ ont été collectées à l'aide de capteurs portatifs à faibles coûts selon une approche extensive couvrant une grande partie des réseaux cyclable et routier de chaque ville. Plusieurs sources de données secondaires ont été mobilisées pour compléter ces données primaires, décrivant notamment l'environnement urbain, les niveaux de pollution d'arrière-plan et les conditions météorologiques. La structuration de l'ensemble de ces données passe par un ensemble de processus semi-automatiques, implémentés à partir de logiciels libres et parfaitement reproductibles. Pour analyser nos données, nous avons opté pour une approche par régression en utilisant les variables d'exposition comme des variables dépendantes. Une attention particulière a été apportée pour construire des modèles corigeant l'ensemble des facteurs confondants identifiés dans notre cadre théorique.

CHAPITRE 3 : ARTICLE 2

Formulaire d'inclusion d'un article à la thèse de doctorat

Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : Gelb, Jérémy

Description de l'article

	(central neighbourhoods or areas near the airport), these levels are up to four times higher than in more peripheral or rural areas.
--	--

Contribution de chaque coauteur

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

Identification du coauteur	Description de la contribution
Jérémy Gelb	Principal chercheur : revue de la littérature, structuration des données, analyse statistique et spatiale, interprétation des résultats et rédaction de l'article
Philippe Apparicio (directeur)	Collecte des données, évaluation de la structure de l'article et des analyses, et révision de l'article

Référence complète de l'article

Gelb, Jérémy et Philippe Apparicio. 2019. « Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. » *Applied Acoustics* 148, 332-343.
[doi:10.1016/j.apacoust.2018.12.031](https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031)

Déclaration

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

Coauteur	Signature	Date
Jérémy Gelb		2021-07-30
Philippe Apparicio		2021-07-30



Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models



Jeremy Gelb [†], Philippe Apparicio

Centre Urbanisation Culture Société, Institut national de la recherche scientifique, 385 Sherbrooke Street East, Montréal, Québec H2X 1E3, Canada

article info

Article history:

Received 30 July 2018

Received in revised form 10 December 2018

Accepted 19 December 2018

Available online 16 January 2019

abstract

The auditory and non-auditory effects of noise on health are today well known. A number of studies have recently shown that cyclists represent a population that is especially strongly exposed to noise in urban environments, particularly because of their proximity to road traffic. These studies have however very rarely examined the case of the cities of the South, despite the fact that these cities are known to have higher levels of exposure to noise. The objective of this article is therefore to analyze variations in cyclists' levels of noise exposure in Ho Chi Minh City (Vietnam) by integrating three dimensions: that is, the characteristics of the trip, neighbourhood effects, and the temporal dimension. Three participants cycled more than 1000 km in the city, equipped with noise dosimeters and GPS watches, for a total of 3300 oneminute segments, each of which measured noise intensity (LAeq dB(A)). It is not surprising that the levels of exposure registered were particularly high (average 78.8 dB(A)), notably compared with earlier studies conducted in Europe and North America. The use of generalized additive models in particular made it possible to highlight the effect of the complex interaction between the slope and the cyclists' speed on the levels of noise exposure, the effect and duration of the morning and afternoon rush hour periods, and the spatial distribution of residual environmental noise. One of the main findings was that in sectors with the highest levels of exposure to noise (central neighbourhoods or areas near the airport), these levels are up to four times higher than in more peripheral or rural areas.

2018 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Noise is a problem inherent to cities, linked to their concentration of population and activities. Although the perception of noise is relative, it is considered to be the second most important nuisance after air pollution [42]. Indeed, the health impacts of prolonged noise exposure are well recognized today, “including increased risk of ischaemic heart disease as well as sleep disturbance, cognitive impairment among children, annoyance, stressrelated mental health risks, and tinnitus” [43]. These effects have now been clearly documented in health studies; we provide three literature reviews that stress the necessity of reducing environmental noise, considering its auditory and non-

levels and in the population’s exposure. So it is hardly surprising that, over the past two decades, many studies have looked at noise exposure in a number of cities around the world. But in a recent systematic review of exposure to air and noise pollution stemming from road traffic, Khan et al. [23] note that the cities of the South have been little studied. Indeed, out of 57 articles selected, European and North American cities were clearly overrepresented compared to cities in the South, which only included four case studies (Macau and Beijing in China, Seoul in Korea, and Delhi in India).

This is all the more surprising in that many cities in the South, especially those in East and Southeast Asia, are currently experiencing major changes, the combined effects of which are increasing noise levels. For example, the East Asia

years. This sharp increase in the number of motor vehicles mainly involves two- or three-wheeled mopeds or scooters. For example, the latter are said to represent “half of all vehicles in India’s five

[†] Corresponding author at: INRS-Urbanisation, Culture Et Société, 385 Sherbrooke Street East, Montréal, Québec H2X 1E3, Canada.

E-mail address: jeremy.gelb@ucs.inrs.ca (J. Gelb).

This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

<https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031>
0003-682X/2018 The Authors. Published by Elsevier Ltd.
auditory effects
[5,21,36].

In urban areas, the major portion of environmental noise is generated by transportation, and by road traffic in particular. According to McCallum [25], the intensification of the latter is moreover the main cause of the increase in noise

and Pacific region is undergoing particularly strong urban growth, with the population rising from more than 605 million city-dwellers in 1990 to 1.3 billion in 2016 [41]. At the same time, motor vehicle ownership and road traffic have also skyrocketed during this period. Jriaw [22] estimates that traffic volume per square mile in the much denser Asian urban areas is about

3.1 Introduction

Noise is a problem inherent to cities, linked to their concentration of population and activities. Although the perception of noise is relative, it is considered to be the second most important nuisance after air pollution [42]). Indeed, the health impacts of prolonged noise exposure are well recognized today, “including increased risk of ischaemic heart disease as well as sleep disturbance, cognitive impairment among children, annoyance, stress-related mental health risks, and tinnitus” [43]. These effects have now been clearly documented in health studies; we provide three literature reviews that stress the necessity of reducing environmental noise, considering its auditory and non-auditory effects [5], [21], [36].

In urban areas, the major portion of environmental noise is generated by transportation, and by road traffic in particular. According to McCallum [25], the intensification of the latter is moreover the main cause of the increase in noise levels and in the population’s exposure. So it is hardly surprising that, over the past two decades, many studies have looked at noise exposure in a number of cities around the world. But in a recent systematic review of exposure to air and noise pollution stemming from road traffic, Khan et al. [23] note that the cities of the South have been little studied. Indeed, out of 57 articles selected, European and North American cities were clearly overrepresented compared to cities in the South, which only included four case studies (Macau and Beijing in China, Seoul in Korea, and Delhi in India).

This is all the more surprising in that many cities in the South, especially those in East and Southeast Asia, are currently experiencing major changes, the combined effects of which are increasing noise levels. For example, the East Asia and Pacific region is undergoing particularly strong urban growth, with the population rising from more than 605 million city-dwellers in 1990 to 1.3 billion in 2016 [41]. At the same time, motor vehicle ownership and road traffic have also skyrocketed during this period. Jraiw [22] estimates that traffic volume per square mile in the much denser Asian urban areas is about 80% higher than in the United States. In the same vein, the Asian Development Bank [4] estimates that the fleet of motor vehicles has doubled about every five to seven years. This sharp increase in the number of motor vehicles mainly involves two- or three-wheeled mopeds or scooters. For example, the latter are said to represent “half of all

vehicles in India's five major cities, three quarters in Bangalor, and two-thirds in Ho Chi Minh City" [16].

If bicycles were a very widespread mode of transport in Eastern Pacific Asia during the 1990s [35], this rising level of vehicle ownership has helped to reduce the modal share of active transportation. The latter, however, still plays an important role due to its accessibility and flexibility [11] and represents, for example, more than 7% of urban travel in Ho Chi Minh City [38].

In this context, it is especially relevant to examine the question of the environmental noise exposure of urban populations in East and Southeast Asia. In this paper, we will focus in particular on cyclists' exposure to noise in Ho Chi Minh City (Vietnam).

3.1.1 Cyclists' environmental noise exposure in urban areas

Road traffic is the most important source of environmental noise. Cyclists are a population with an especially high exposure to noise since they travel directly next to traffic and have no cabin to protect them. In Ho Chi Minh City (HCMC), this is all the more so because cycling infrastructures are non-existent and cyclists have to wend their way between cars and scooters.

Since the early 2000s, studies on cyclists' exposure to noise have proliferated. Cyclists' noise exposure is however less often examined than is their exposure to air pollution. This is notably explained by the fact that cyclists' increased physical activity does not mechanically increase their noise exposure, as it does their exposure to air pollution. Indeed, a higher ventilation rate multiplies the doses of gaseous and particulate pollutants that cyclists inhale.

In studies focusing on urban cyclists' noise exposure, one can distinguish between two streams. In the first stream, it is a question of comparing cyclists' exposure levels to those seen with other modes of transport, mainly in the case of motorists and public transit users. In Montreal, Canada, Apparicio et al. [3] found that, during rush hours, cyclists were exposed to higher noise levels than were motorists but lower levels than public transit users (68.8, 66.8, and 74.0 dB(A) respectively). Similarly, Okokon et al. [29] reported higher noise exposure levels for cyclists than for public

transport users or motorists in Helsinki, Finland (73, 71, and 67 dB(A) respectively), Thessaloniki, Greece (75, 74, 71 dB(A)), and Rotterdam, the Netherlands (70, 71, not available for motorists). Finally, Yao et al. [44] observed even greater discrepancies in Toronto, with an average of 81.8 dB(A) for cyclists, 78.1 for bus riders, 79.8 for subway users, and 67.6 for motorists. If we refer to the thresholds established by the WHO, these results are worrisome. Indeed, levels higher than 55 dB(A) during the day and evening are considered as a serious annoyance; and levels higher than 70 dB(A) may have significant impacts on health, including hearing impairment [7].

In the second stream of studies, it is a matter of analyzing the characteristics of the trip that together increase or reduce cyclists' exposure levels. The present study falls within this category. In a pioneering work, Boogaard et al. [8] studied cyclists' exposure to noise and air pollution in eleven Dutch cities. More specifically, they built linear regression models in order to predict cyclists' levels of exposure to air pollution, with predictors such as the type of road that the cyclist was travelling on, the presence of various types of vehicles (cars, scooters, etc.), and time. They unfortunately did not apply the same method for noise exposure, and only its correlation (moderate, 0.21–0.60) with air pollution was reported. This variability in correlation was moreover corroborated by Tenailleau et al. [37], who noted that the discrepancies between environmental noise exposure and exposure to air pollution (in this case, nitrogen dioxide – NO₂) had a certain structure associated with the local morphological and socio-spatial environment.

More recently, Apparicio et al. [2] looked at cyclists' exposure to noise and air pollution in several central districts of Montreal. This study also proposed a linear modelling exercise, with the level of noise measured with a dosimeter as the dependent variable. More specifically, the authors used a SAR-Lag regression [1] in order to take spatial autocorrelation into account. The independent variables considered include the windspeed, day of the week, time of day, type of street taken, vegetation, density of the built environment, green spaces, and diversity of land uses. Notably, the models revealed that noise varied significantly depending on the time of day and was at its maximum between 7:00 a.m. and 9:00 a.m. The number of intersections crossed tended to decrease noise exposure, as did the fact of passing through a park or travelling in more densely built-up areas. Finally, noise exposure levels were highest on arterial roads and lowest on off-street bicycle paths. The authors were also able to emphasize that the fact of using bike lanes and shared bike lanes did not reduce the exposure to noise or air pollution. It is interesting to note as

well that this study reported a very weak correlation between noise exposure and exposure to air pollution (in this case, NO₂).

This research made it possible to better understand the factors of the urban environment that contribute to cyclists' exposure to noise pollution. Despite their relevance, these studies present several limitations. First, they do not take into account or distinguish between spatial and temporal autocorrelation, which may lead to bias in the estimation of their parameters. Nor do they consider the existence of spatial tendencies related to noise (systematic differences between neighbourhoods, dense sectors, effects of infrastructures, etc.). Added to this is the fact that they use typologies of roads specific to the cities studied, which makes it difficult to reutilize the results for the purposes of comparison. Finally, they only model linear relations between dependent and independent variables, which probably does not constitute a valid hypothesis for all the predictors. The example of the time of day is proof of this. The observations performed by Phan et al. [32] in HCMC clearly indicate that road traffic follows hourly patterns, with both a morning and a late afternoon rush hour. In this context, the relationship between the time of day and the noise level is certainly not linear. The traditional response to this problem is to add dummy variables for each period of the day, but this means making an arbitrary division that is not easy to justify. In addition to this is the fact that the distance to the noise sources plays a part in exponentially reducing noise intensity, since noise spreads in space in the form of a sphere, with the intensity of noise distributed over the entire surface of this sphere.

3.1.2 Research objectives

The aim of the study is twofold. First, it is a question of analyzing variations in cyclists' levels of noise exposure in Ho Chi Minh City by integrating three dimensions: the characteristics of the trip, neighbourhood effects, and the temporal dimension, in paying particular attention to the day and time of the cyclist's travel, the type of road, and the number of intersections crossed. Second, once these dimensions have been controlled for, it is then a matter of identifying the spatial pattern of the noise exposure over the entire study area.

3.2 Description of the study area: Ho Chi Minh city

With 8.4 million inhabitants and a density of nearly 4,000 inhabitants per km² in 2016, HCMC is the largest city in Vietnam. Intersected by the Saigon River, it is also the country's economic centre, especially due to the presence of its port. HCMC has been characterized by strong demographic growth, as the population increased from 4.64 million inhabitants in 1995 to 8.4 million in 2016, due in particular to a very high level of migration from rural areas.

HCMC is today comprised of 23 districts, of which 17 are urban and 6 rural (Figure 3.1). The city largely developed around two distinct centres corresponding to the two older cities of Saigon and Cholon, which were merged. "Until 1945, development of the urban fabric occurred along roads connecting the two central cores; over the next twenty years, intensive occupation of the central areas continued both legally and illegally" [6] [*our translation*]. Together with this densification of the central portion, secondary centres also mushroomed, and urbanization spread along the main roads.

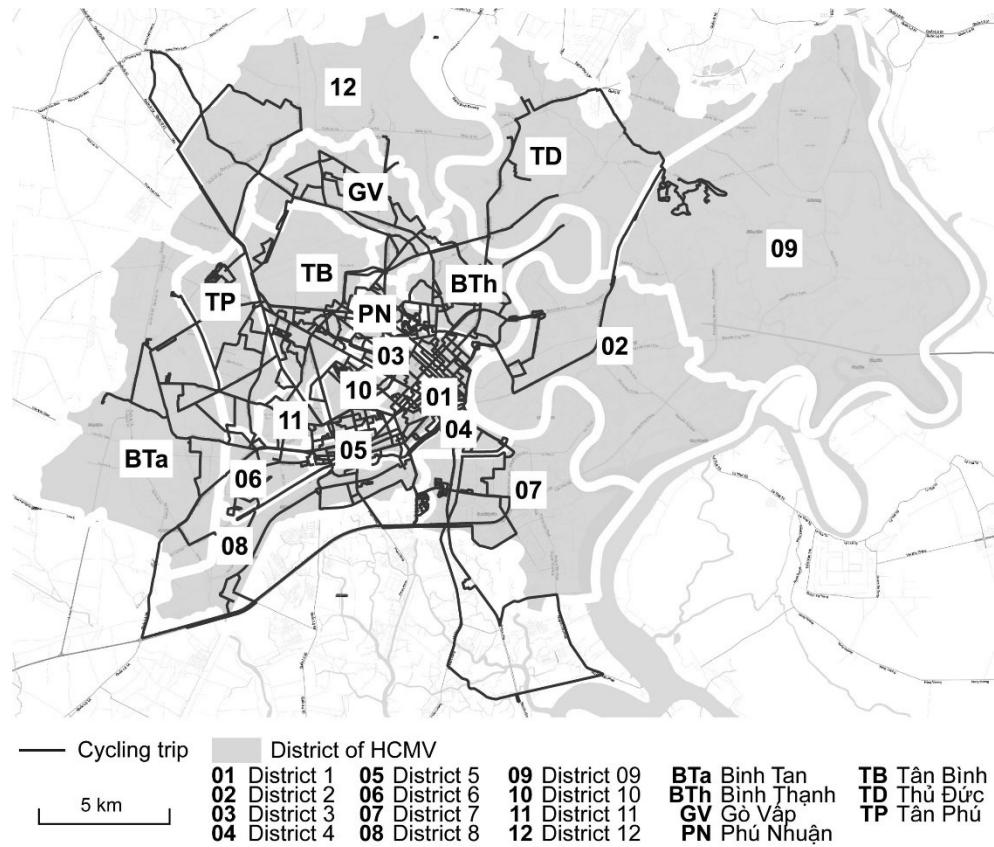


Figure 3.1 Study area and sample routes.

The liberalization process launched in 1986 (the Doi Moi program) affected urban planning, which had previously been a highly centralized area of responsibility in Vietnam. This resulted in particular in more permissive and transparent legislation regarding property ownership and land tenure as of 2003 [28].

From a morphological viewpoint, there is no separation between residential and commercial or industrial areas because of the lack of a truly restrictive zoning plan [20], [28]. This strongly mixed land use thus contributes to the high noise levels. More generally, the master plan is said to serve more as a negotiating tool with the central government.

HCMC is thus a very active city experiencing strong development, and with a complex structure. The colonial grid layouts are still present in the central sectors where skyscrapers have recently

been erected. The map of HCMC's urban structure developed by Downes et al. [15] in fact notes the presence of a central business district, surrounded by a strong density of shophouses and a few rare and small parks. Agricultural areas directly encompass the city, invaded (mainly to the east and south) by new urban developments. The airport constitutes an enclave to the northwest, around which shophouses have cropped up in irregular fashion. Finally, groups of villas stand on the periphery, not far from the newly developing areas. One can thus expect to see higher noise levels in the central sectors, as well as near the airport, and lower levels in the peripheral areas (villas and agricultural areas).

Road traffic in HCMC is typical of that in other major Southeast Asian cities. Scooters are by far the most popular mode of transport, due to their low cost and ability to weave in and out of very dense traffic. In a recent survey of 1,248 people, 75% of respondents stated that scooters were their most regular means of transportation, 7% rode bicycles, 7% walked, and only 4% used cars and 4% took public transportation [38]. Scooters are also known to be noisy vehicles that particularly affect the feelings of discomfort experienced by impacted populations [30].

In September 2007, Phan et al. [32] carried out an acoustic survey in HCMC and made 24-hour recordings of noise levels along several major roadways. They also used cameras to count the number of vehicles passing near the measuring devices. Their data show peaks of vehicle circulation between 7:00 a.m. and 10:00 a.m., and between 4:00 p.m. and 6:00 p.m. The noise levels reported (L_{Aeq}, hourly average) are relatively constant during the day after 7:00 a.m., with an L_{den} mean (daily mean) of over 69 dB. They also found that horns were used very regularly (12% of the total time measured), which increase exposure levels an average of 0 to 4 dB, and that they significantly contribute to the feelings of discomfort of the local population [31]. Phan et al. [33] also conducted a survey of 1,503 HCMC residents and recorded average exposure levels of between 75 and 83 dB (L_{den}): "It indicates that the respondents in both Hanoi and Ho Chi Minh City—especially those of the latter city—were more exposed to high levels of noise than Europeans."

3.3 Methodology

3.3.1 Data collection and design

For the purposes of this study, we directly collected new data on cyclists' exposure to noise in HCMC. Three participants cycled through the streets of the city Monday to Saturday from July 8 to July 20, 2017. They were accompanied by local guides so that they could travel through many different areas in the various districts of the city. Their trips were recorded using triathlon watches (Garmin Forerunner 920XT) equipped with GPS. Noise levels were measured with Class 1 dosimeters (Brüel & Kjaer Type 4448). We will be looking in particular at the LAeq measurement, that is, the average noise intensity at a one-minute time resolution. This noise intensity is measured in decibels A (dB(A)), that is, a decibel scale adjusted according to sound frequency. Higher frequency (more high-pitched) sounds correspond to higher dB(A) levels since the human ear reacts more strongly to high-pitched than low-pitched sounds. More specifically, we used the 3 dB(A) exchange rate, which means that an increase of 3 dB(A) on our scale corresponds to a doubled noise intensity. The observations therefore correspond to one-minute segments for which we know the average noise exposure level, as well as a series of other indicators that we will describe in greater detail further on in this section. Some 1035 km were travelled through the city in this manner, for a total of 55 h of collection, corresponding to 3300 observations (Figure 3.1).

3.3.2 Methods of analysis

The first part of our analysis will be essentially descriptive and will compare the mean levels of noise exposure recorded by day of the week, time of day, and district. To compare these means, we will use bootstrapping to obtain confidence intervals through multiple random sampling. Then, in keeping with the first objective, various regression models will be constructed, with the measure of noise exposure (dB(A)) as the dependent variable and the trip characteristics and spatial and temporal dimensions as the explanatory variables.

3.3.2.1 Independent variables in the regression models

For each one-minute segment, we decided to introduce variables relating to the number of intersections crossed, types of roads taken, travel speed and slope (trip characteristics), day of the week and time of day (temporal dimension), and district (spatial dimension). Several hypotheses can be formulated regarding each predictor.

Concerning the type of road taken, data from Open Street Map (OSM) [12], [18] were used to calculate the time spent on each of seven categories of segment for a specific observation period (that is, one minute): trunk, primary, secondary, tertiary, residential, service, and unknown. Note that the latter category corresponds to roads that did not yet exist in the OSM database or did not have a specified type. These were mainly minor, residential, or informal streets. Overall, we expected that noise levels would decrease from the trunk category to the residential street category.

As for the speed of the cyclist's travel, this can be considered as a complementary proxy to traffic. This indicator can provide certain information on the traffic, as vehicles around the cyclist are subjected to the same constraints as the latter. We can thus expect that when stopped, vehicles produce less noise, and that when accelerating, or when traffic is moving well, they produce more noise.

Along the same lines, a greater number of intersections crossed may mean slower and possibly less noisy traffic. On the other hand, it is also possible that a greater number of intersections means more vehicles speeding up again around the cyclist, leading to higher noise levels.

As for the slope, we can hypothesize that it has a direct impact on the noise generated by vehicle engines: when vehicles ascend a slope, noise exposure levels should be higher, and, conversely, when vehicles descend, noise levels should be lower, as there is less demand on vehicle engines.

In order to take the temporal variability of traffic into account, the days of the week are introduced in the form of dummy variables, with Saturday as the reference day; the time of day is introduced

as a continuous variable, expressing the number of minutes passed since 7:00 a.m. We can then expect to observe peaks of noise exposure during the morning and evening rush hour periods.

3.3.2.2 Use of generalized additive models

As mentioned above, noise exposure is modelled using generalized additive models (GAM). Briefly put, a GAM is an extension of the generalized linear model (GLM). It thus makes it possible to predict a dependent variable transformed by a link function, based on a series of independent variables, by specifying a distribution of the dependent variable influenced by the independent variables (e.g. Gaussian, Poisson, scaled t-distribution, etc.). A GAM also allows one to adjust for certain predictors of non-parametric functions f_i rather than simple coefficients and thus to overcome the limitation of the linearity of GLM models [19], [39]:

$$g(y) = \beta_0 + \beta_{x1} + \cdots + \beta_{xn_1} + f_{n_2}(x_{n_2}) + \cdots + f_n(x_n) + \epsilon$$

with independent variables 1 to n_1 introduced linearly, and variables n_2 to n , in a non-linear fashion.

The curves estimated by these models can be observed through the predictions made by the model. More simply put, one can produce a graph representing the effect of a non-linear term. To do this, it is a matter of making this term vary within its interval while keeping all other variables at fixed values and of representing the values predicted by the model. If bivariate terms or interactions are used, the principle remains the same, but two variables are allowed to vary and the final graph then shows a heat map rather than a simple curve (for example: vis.gam function of the MCV package, based on an original idea and design by Mike Lonergan).

Of note is the fact that several studies modelling noise according to the characteristics of the urban environment have already used GAM models such as land use regression, by Goudreau et al. [17] and Ragettli et al. [34]. Lin et al. [24] also employed this method to model the concentration of fine particles according to environmental noise (collected by a moving electric vehicle) and several meteorological variables. Dekoninck et al. [13] had also performed the same exercise, but, in this case, for the concentration of black carbon. This method has however, to our knowledge, never been used to model noise exposure.

In order to assess neighbourhood effects, we decided to build a generalized additive mixed model (GAMM) incorporating the hierarchization induced by neighbourhoods as a random effect. More specifically, we model a specific intercept according to the neighbourhood in which the observation is located in order to take the systematic difference in noise exposure by neighbourhood into account.

$$g(y_{ij}) = \beta_0 + \beta_{x1ij} + \dots + \beta_{xn1ij} + f_{n2}(x_{n2ij}) + \dots + f_n(x_{nij}) + u_{oj} + \epsilon$$

with i being the observation, j the neighbourhood, and u_{oj} the intercept for neighbourhood j .

Given that the observations are located in both space and time, it is therefore appropriate to control for the phenomena of spatial [1] and temporal [9] dependence. One condition for the application of regression methods is that the observations must be independent; otherwise, the parameters obtained are biased. When this is applied to spatio-temporal data, we then expect that the residuals will be randomly distributed in space and time. To measure the spatial dependence of our models, we will use the classic Moran's I [26], which will be calculated on the model residuals and a proximity matrix. The index is thus written as:

$$I = \frac{N}{\sum_i \sum_j w_{ij}} * \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (X_i - \bar{X})(X_j - \bar{X})}{\sum_i (X_i - \bar{X})^2}$$

with N being the number of observations, j the series of observations neighbouring i , and w_{ij} the value of the matrix of proximity between pairs i and j . A negative value corresponds to a negative spatial autocorrelation, that is, a systematic dissimilarity between observations neighbouring one another. Conversely, a positive value corresponds to a positive spatial autocorrelation, that is, a systematic resemblance.

To measure temporal dependence, we use the ACF correlation index on the model residuals, defined as follows:

$$ACF = \frac{\sum_{t=h+1}^T (y_t - \bar{y})(y_{t-h} - \bar{y})}{\sum_{t=1}^T (y_t - \bar{y})^2}$$

It is simply the correlation between observation t and observation $t-h$ (h being the time lag). As with Moran's I, a negative value corresponds to a negative temporal autocorrelation, that is, a

dissimilarity between successive observations. Conversely, a positive value corresponds to a positive temporal autocorrelation, that is, a resemblance between successive observations. In sum, in order to respect the conditions for the application of regression models, the above two indicators must be close to 0 when they are calculated on the residuals. If not, they are considered as spatially or temporally dependent.

Finally, we will also present a more complete GAM model that takes into account spatial and temporal autocorrelation as well as the heavy tailed distribution of our data. To do this, the scaled t-distribution is used as the conditional distribution of our dependent variable in order to take into account its heavy tailed shape [40]. For temporal autocorrelation, we introduce an autoregressive (AR) model for errors in our model. The formula for our error term is then written as:

$$\epsilon_i = \phi\epsilon_{i-1} + \nu_i$$

which corresponds to the classic AR(1) process, with ϕ being an unknown autoregressive coefficient to be estimated [10]. This type of model is usually called a generalized additive model with autoregressive terms (GAMAR).

In order to take spatial autocorrelation and the presence of spatial tendency into account, we introduce a further term into the model, that is, a surface estimated by the model between the X and Y coordinates of the segments' centroids: that is, $s(x,y)$. This term allows us to capture variations in noise intensity in space when all other parameters are controlled for [14]. To picture this term, one has to imagine the dependent variable as a third dimension "of relief" above the geographic coordinates. The model then attempts to find a drape between the points of this space in three dimensions.

3.4 Results

3.4.1 Descriptive statistics

The mean noise level recorded during the trips was 78.84 dB(A) (with a 95% confidence interval of 78.75 to 78.94, obtained by bootstrapping with 5000 replications). Regarding the days of the

week (Figure 3.2 a), Monday and Wednesday were the noisiest days (means of 79.56 dB(A) and 79.17 dB(A) respectively) and Saturday the least noisy day (77.72 dB(A)). Concerning the time of day (Fig. 2.b), the highest noise levels were recorded in the morning (8:00 a.m.: 79.55 dB(A), and 9:00 a.m.: 79.48 dB(A)) and the lowest levels were in the mid-day period (12:00p.m.: 77.20 dB(A), and 2:00p.m.: 77.83 dB(A)). We found that meannoise levels varied significantly from one neighbourhood to another (Figure 3.2 c) , with the minimum means observed in the district 02 and rural areas (76.53 dB(A), 77.21 dB(A)) and the maximum observed in districts 12 and TB (80.15 dB(A), 80.17 dB(A)).

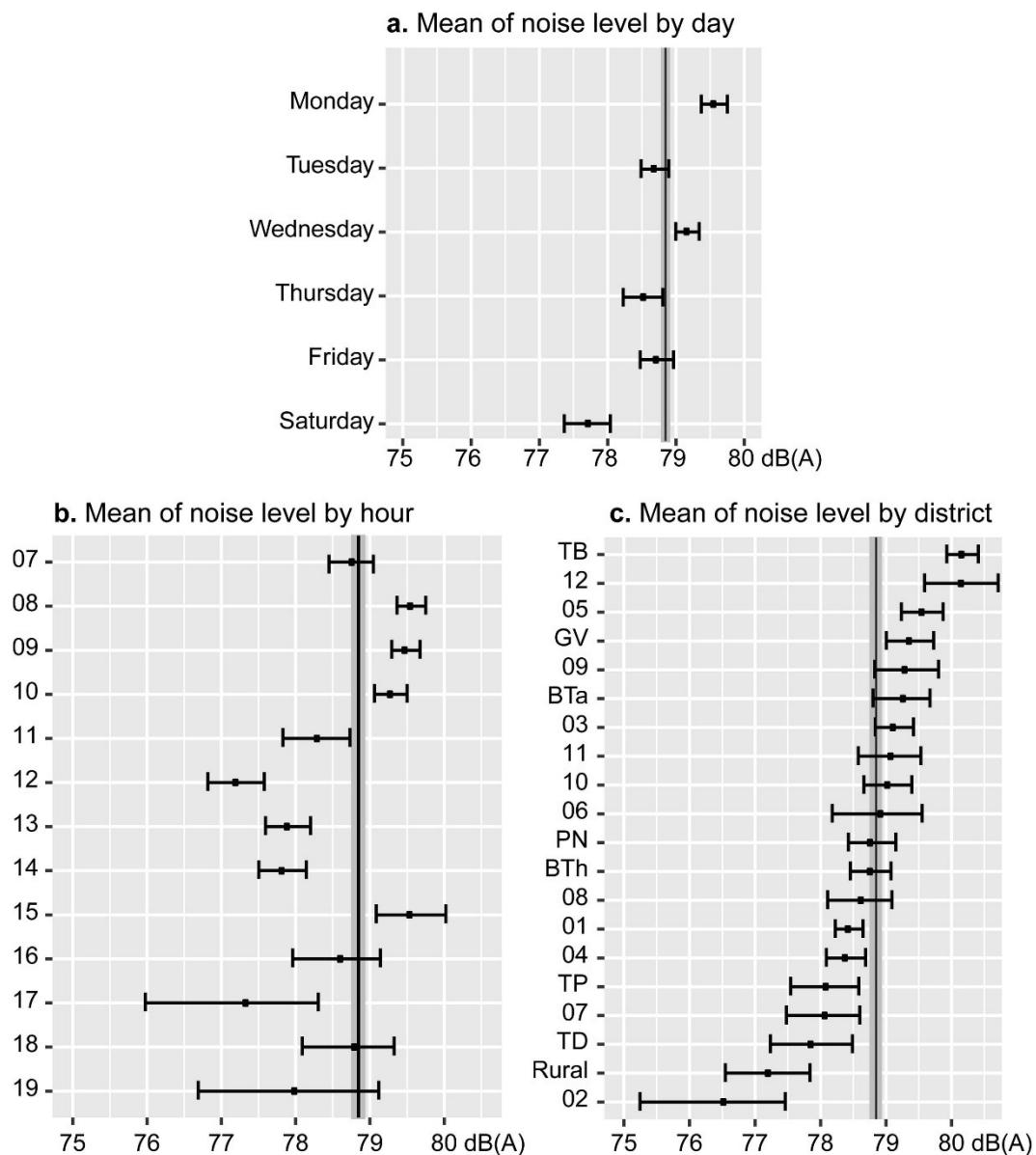


Figure 3.2 Noise mean values by day, hour, and district.

The results of this first descriptive analysis show that there are important temporal and spatial variations (by neighbourhood) that must then be controlled for in the subsequent regression models.

One can consider these inter-neighbourhood variations as a form of spatial autocorrelation. If we estimate the spatial autocorrelation of noise exposure levels with Moran's I using a distance

matrix, we can see that the autocorrelation is greatest at a distance of 300 m (0.38) and always significant. This indicates a positive spatial autocorrelation, but probably at a finer scale than that of the neighbourhood.

3.4.2 GAMM model: Evaluating the neighbourhood effect

In order to measure the neighbourhood effect, a GAMM model was constructed by introducing a different intercept for each neighbourhood (random effect of the model). The other linearly controlled parameters are the time spent on each type of road, the day of the week, the number of intersections crossed by the cyclist, and the proximity to major arteries. Added to this are two non-linear parameters: the time of day, and the interaction between the slope of the segment travelled and travel speed. We will only analyze here the random part of the model and its validity criteria. The results of the other independent variables will only be described in detail for the final model.

With this first GAMM, we obtain an adjusted R^2 of 0.428. The addition of a different intercept for each neighbourhood helps to explain 4.63% of the total deviance and significantly improves the model without the random effect (AIC difference: 224.75; p-value of the χ^2 test on the fREML scores: >0.001). This indicates a substantial effect of the random part of the model, and thus a real variation in terms of noise exposure from one neighbourhood to another, all other things being equal. The fixed part of the model is of course more explanatory, as noise exposure is an immediate phenomenon that is more influenced by micro-characteristics (trucks passing, horns blowing, the density and fluidity of traffic, etc.) than by meso-characteristics (density of the neighbourhood, level of activity, presence of infrastructure, etc.). By observing the values of the intercepts and the standard deviations of their estimates (Figure 3.3, the 0 represent the global intercept of the model), it can be clearly seen that the exposure levels are lower in peripheral areas (02, 07, TD, and 01 neighbourhoods, and rural areas) than in central neighbourhoods (09, TB, GV, 11, and 10). The differences observed here are of course smaller than those seen with the descriptive analyses (Figure 3.2 c), since all the other parameters are controlled for.

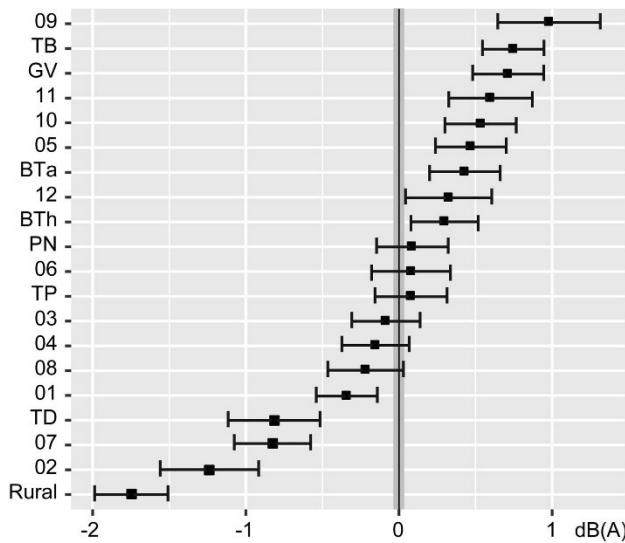


Figure 3.3 GAMM Intercepts for the districts.

It should be remembered that a difference of 3 dB(A) corresponds to a doubling of noise intensity, which means here that in rural areas, the mean noise exposure is already nearly twice as low as in neighbourhood 09, regardless of the time of day or type of road that the cyclist is travelling on.

Although interesting, this GAMM model presents a problem of both spatial and temporal dependence. Indeed, the model residuals are significantly autocorrelated with a maximum Moran's I value of 0.177 ($p < 0.001$), obtained with a matrix of proximity of 400 m. As for the ACF temporal correlation coefficient, it is highest (0.469) when the correlation with the previous observation is calculated (lag = 1). Finally, as shown in Figure 3.4 a (right side), the distribution of the model residuals is close to normality (skewness = -0.057), with however a few extreme values that tend to distort it (kurtosis = 6.337). Moreover, the scatter plot in Figure 3.4 a (left side) clearly shows that the model is poorly adjusted for these extreme values (lower than 70 dB(A) or higher than 90 dB(A)).

The mean level of noise exposure in our sample is approximately 79 dB(A). Levels below 70 dB(A) would thus be less than eight times lower than the mean for the entire set of data. Similarly, levels above 90 dB(A) would be more than sixteen times higher than the mean observed. Although this model is informative as to the effect of the neighbourhoods, we will not describe the other parameters in any greater detail as the model is not adequately adjusted; we will however do this for the model in the next section.

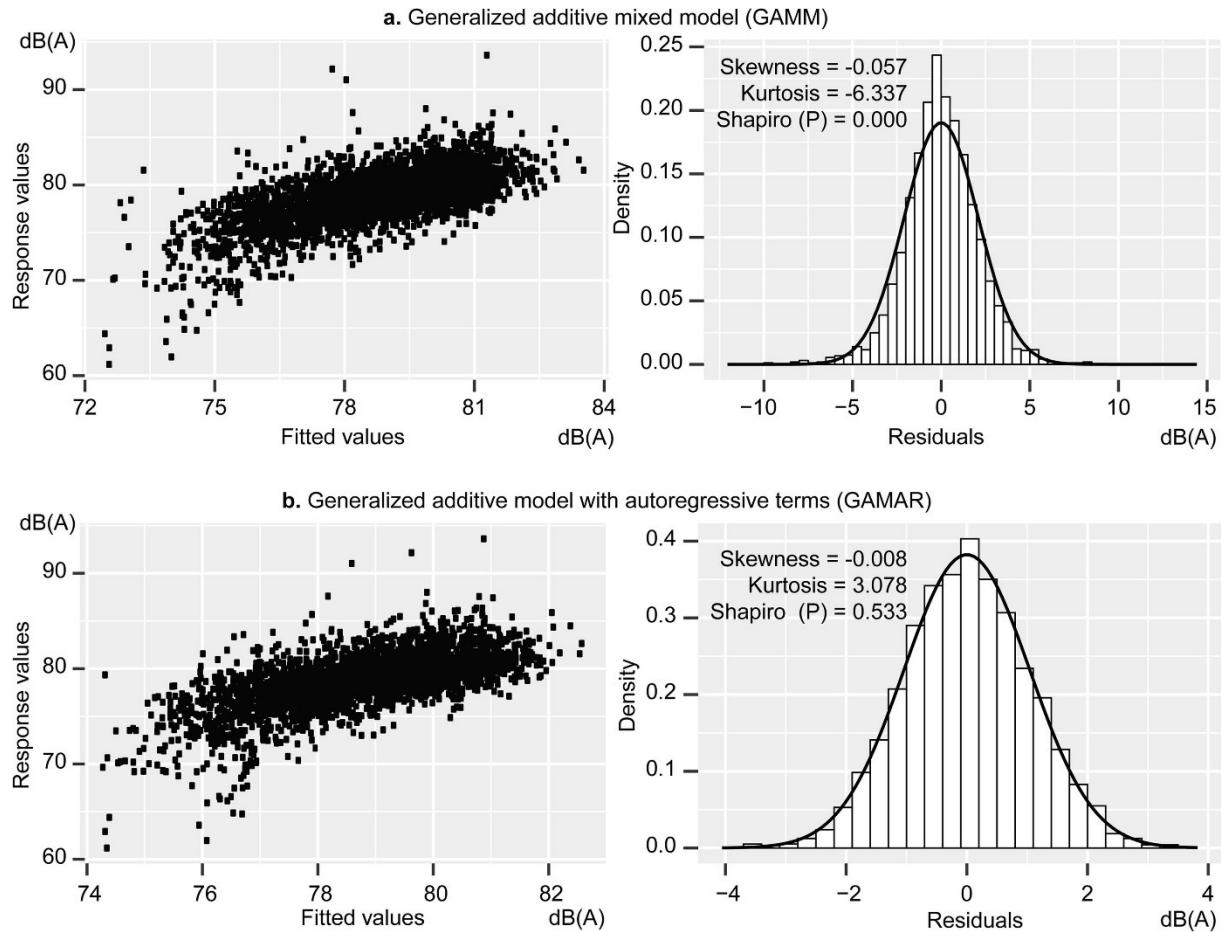


Figure 3.4 Diagnostic plots of residuals (GAMM and GAMAR).

3.4.3 Final GAMAR model: Integration of all dimensions

In order to determine the effect of the trip characteristics and of the temporal and spatial dimension, we provide a second, better adjusted model that includes two other parameters: that is, an AR1 temporal autocorrelation structure (ϕ is estimated at 0.469, based on the residuals of the first model), and a bivariate spline on the X and Y coordinates of the segments' centroids, termed $s(x,y)$. This second model no longer includes the random term for the neighbourhoods. Indeed, in controlling for the concurvity of the model terms, it appears that the effect of the neighbourhoods and of the spatial term mostly overlap. The more complex $s(x,y)$ spatial term thus covers the effect of the neighbourhoods, which can then be removed from the model. This is not

surprising, as it can be explained by the fact that noise is a continuous phenomenon. It is not limited to the boundaries of the neighbourhoods and varies at a finer scale, as indicated by the Moran's I obtained on the noise exposure levels presented in the first section of the results.

3.4.3.1 Assessment of the model

The adjusted R^2 of the final model is 0.41, that is, slightly below that of the preceding model (0.428). A direct comparison based on the R^2 values of these two models is however difficult, as the second includes an AR1 temporal autocorrelation structure. So it is preferable to compare the values of their respective fREML [39]. It is evident that the second model is far better adjusted than the first (7205 versus 4997), which represents a major improvement given the fact that only one predictor is added: that is, $s(x,y)$.

Aside from a better quality of adjustment, this latter model offers two other important improvements. First, the spatial and temporal dependence observed in the first model is corrected (Figure 3.5). And, second (Figure 3.4 b), the residuals are very close to a normal distribution (skewness = 0.008, and kurtosis = 3.078, p-value with the Shapiro test = 0.53). Also, rather than removing the previously mentioned extreme values, we decided to change the conditional distribution of the model for a scaled t-distribution (see methodology).

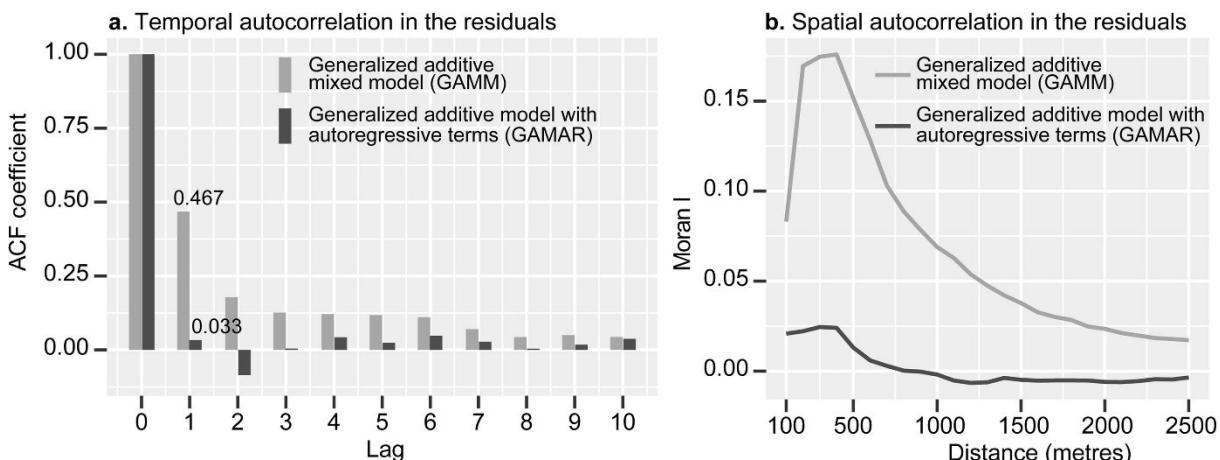


Figure 3.5 Diagnostic plots of temporal and spatial autocorrelations.

3.4.3.2 Analysis of the linear parameters of the model: Trip characteristics

Table 1 (linear terms) presents the results for the predictors linearly added to the model. Only one variable was found not to be significant: the number of intersections crossed.

Table 3.1 GAMAR regression

Linear terms	Estimate	Std. Error	T	Pr(> T)
(Intercept)	75.114	0.411	182.593	0.000
Monday	2.152	0.275	7.817	0.000
Tuesday	1.634	0.274	5.960	0.000
Wednesday	2.153	0.262	8.205	0.000
Thursday	1.471	0.274	5.358	0.000
Friday	1.549	0.282	5.500	0.000
Saturday	Ref.			
Number of intersections crossed	0.014	0.010	1.419	0.156
Unknown type	Ref.			
Trunk	4.737	0.493	9.609	0.000
Primary	3.250	0.354	9.169	0.000
Secondary	2.939	0.367	8.017	0.000
Tertiary	2.123	0.349	6.085	0.000
Residential	0.229	0.353	0.648	0.517
Service	-1.081	0.424	-2.551	0.011
Non-linear terms	edf	Ref.df	F	Pr(> F)
s(Time from 7:00 a.m.)	4.817	5.845	10.570	0.000
te(Slope, Speed)	11.409	14.238	4.431	0.000
s(CoordX, CoordY)	18.866	23.744	5.656	0.000

Regarding the days of the week, the coefficients show that Saturdays were the days with the lowest mean noise exposure, and that Mondays and Wednesdays were the days with the highest levels: 2.15 dB(A) higher for both. The design of this study does not enable us to state that noise exposure levels were systematically higher on Mondays and Wednesdays or lower on Saturdays because we do not have a long enough range of time in our study to make these inferences. On the other hand, we can highlight the systematic variability from one day to another and note the appropriateness of controlling for this in modelling exercises.

It is not surprising that noise exposure is strongly associated with the type of road taken and follows the hierarchization of the OSM typology. Thus, compared with a street with an unknown typology, spending one minute on a trunk road increases mean noise exposure by more than 5.13 dB(A), with an increase of 3.41 dB(A) for primary roads, 3.07 dB(A) for secondary roads, and 2.24 dB(A) for tertiary roads, which are sizeable differences. Moreover, there is no significant difference between noise exposure on a residential street and on a street with an unknown typology, which indicates that these streets probably resemble residential streets. Finally, service roads are the roads with the lowest levels of exposure, which is explained by the fact that they are little used. The difference, compared with streets with an unknown typology, is not however very significant given the number of observations ($p = 0.017$, $n = 3300$). This leads one to believe that, in terms of noise exposure, service roads are close to streets with an unknown typology, and, by extension, residential streets.

3.4.3.3 Analysis of the non-linear parameters of the model

The results obtained for the three non-linear predictors are reported in Table 1 (non-linear terms). Each has a significant effect (p -value < 0.000). In examining the estimated degrees of freedom (edf), it is not surprising to see that the spatial term shows more “wiggliness” than the interaction between slope and speed and the time of day. So this is the term with the most complex pattern. For each of these terms, we intend to analyze the values predicted by the model, in keeping all other variables at their mean value and in using Monday as the day of the week, with 30 s spent on a primary road and 30 s on a secondary road.

For the time of day, we find that noise exposure levels are especially high between 7:00 a.m. and 9:00 a.m., which corresponds to the morning rush hour period (Figure 3.6). The levels of exposure then diminish as of 10:00 a.m., to reach their mean minimum level around 1:00p.m. By 2:00p.m., noise exposure levels again increase, reaching levels comparable to those in the morning rush hour between 5:00p.m. and 6:00p.m. If night trips had been taken, the function would probably have then diminished after 6:00p.m. It is interesting to note that the differences between the upper and lower limits of the confidence intervals rise to more than two decibels between the time of day when noise exposure was highest (81 dB(A)) and the time when it was lowest (79 dB(A)).

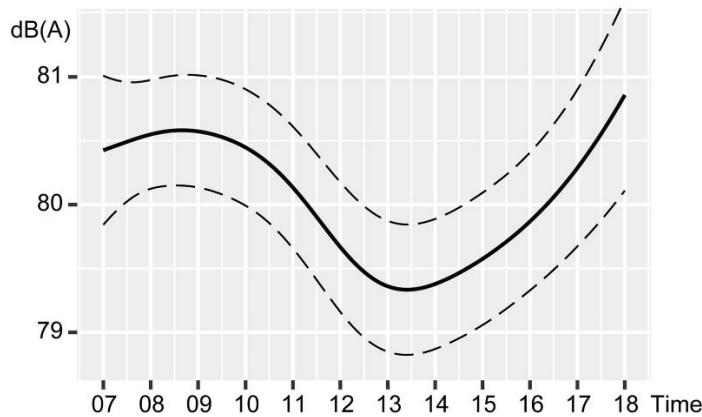


Figure 3.6 Temporal trend of noise exposure.

Figure 3.7 shows the term of interaction between slope and speed. We decided to mask sectors of interaction for which we had no data (in white on the figure; for example, a speed of 30 km/h with a positive slope of 3%). The graph reveals several interesting findings.

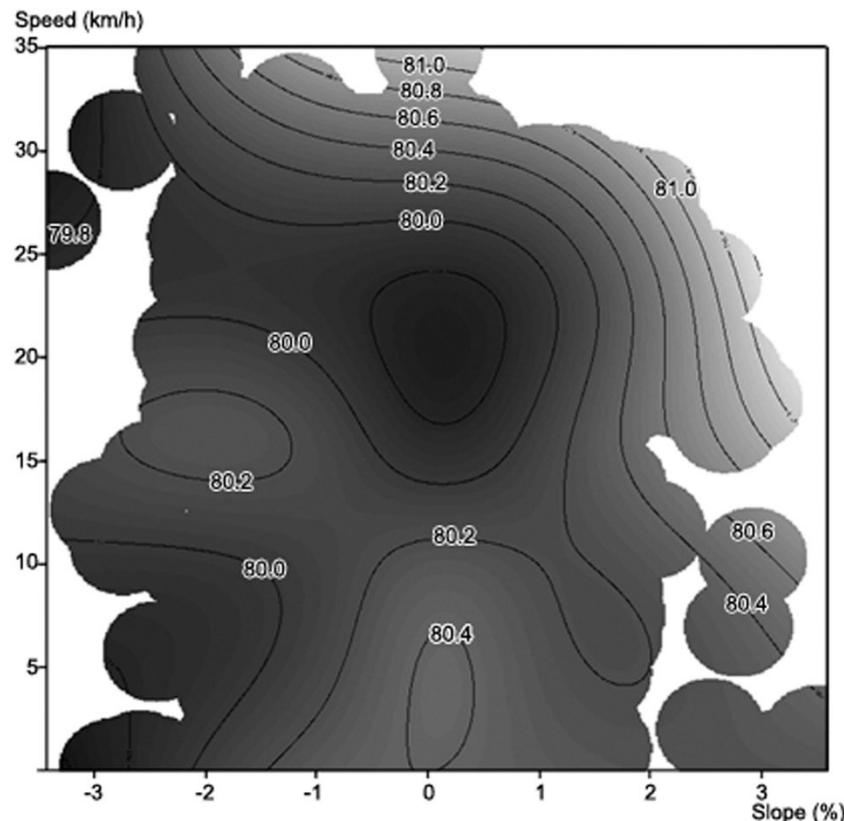


Figure 3.7 Interaction between speed and slope for noise exposure.

First, noise exposure is lowest when traffic is moving well (cyclist's speed of about 20 km/h) and when the slope is gentle (between -1 and $+1\%$), shown by the circle in the centre of the figure. Second, when the speed increases (25 km/h and over), noise levels also tend to rise. We can thus surmise that in very fluid traffic, vehicles are moving faster and their engines therefore generate more noise. The same effect was notably found by Boogaard et al. [8] and Apparicio et al. [2]. Third, when the speed drops and is close to 0, noise levels also increase. This could perhaps be explained by motorists' more frequent use of the horn when traffic is congested in HCMC. Fourth, a positive slope of over 1% increases noise exposure levels as well, as vehicle engines must work harder, with the opposite of course being true when the slope is negative.

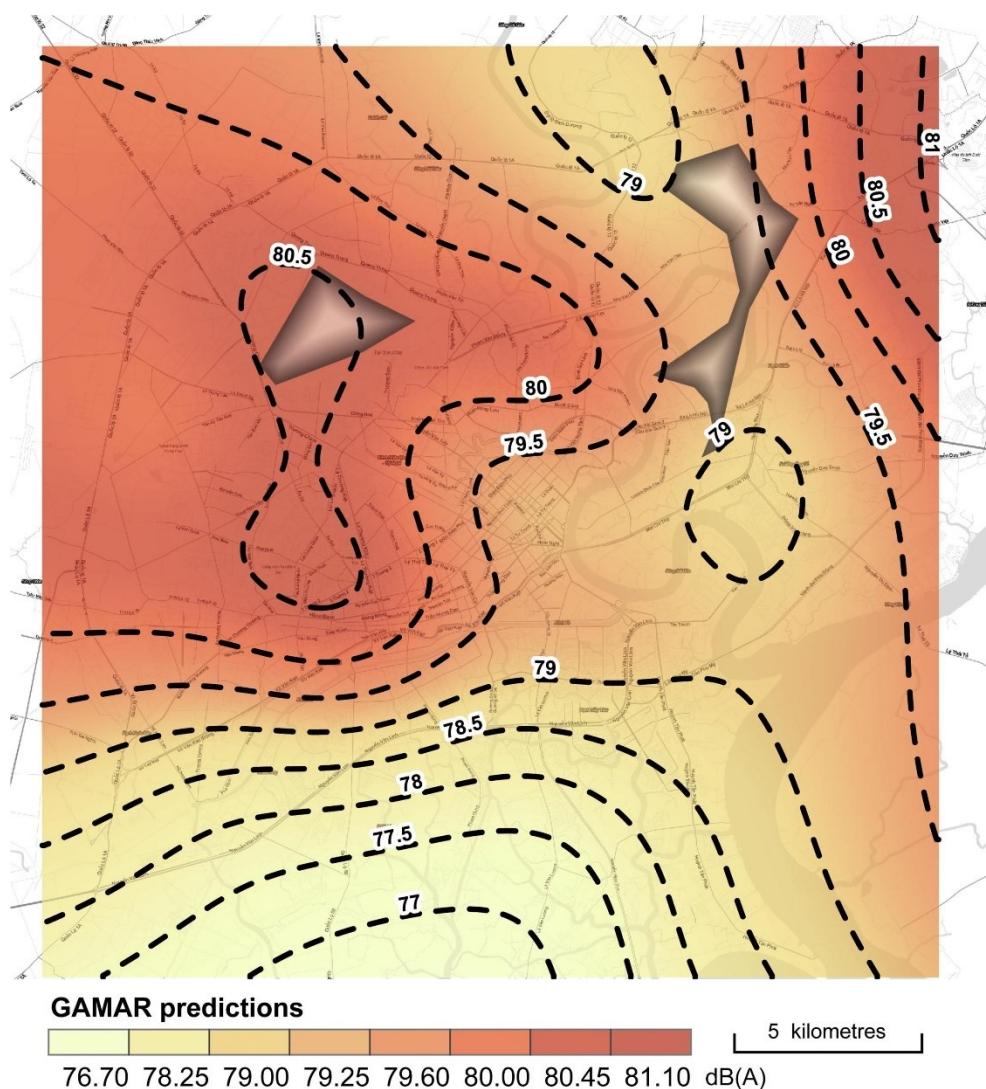


Figure 3.8 Spatial trend of noise exposure.

Finally, to illustrate the spatial pattern of noise exposure, the spatial term of the model can be mapped (Figure 3.8). We must point out straightaway that this is not a map of the concentration of noise levels in Ho Chi Minh City. This map must be read in relative rather than absolute terms since, aside from space, all other terms are kept at their previously described values. So the map can be read as representing environments where, on average, all other things in the model being equal, noise exposure levels were highest. This term can thus be analyzed as an estimation of residual environmental noise that would have been measured by the dosimeters, presenting a spatial structure, but not explained by the other covariates in the model.

On this map, to avoid any risk of overinterpreting the results, we masked areas not covered during the data collection (particularly the airport area). This map shows that lower levels of exposure were recorded to the south and along the Saigon River. The Khen Doï canal in fact seems to mark the southern limit of the city's urbanization. These environments correspond to spaces that are as yet little developed, and even agricultural. Sectors with the highest exposure levels are found around the airport area and in the central neighbourhoods, characterized by strong population densities and dense built environments. Added to this is a second sector with high exposure levels to the northeast of the city, where there has been a resurgence of urbanization.

3.5 Discussion

3.5.1 Limitation of the study

Even though we travelled over more than 1000 km, some sectors of the city were less well covered or little covered. Consequently, other data collections could conceivably be carried out with more participants and more trips in order to produce a more comprehensive profile of noise exposure in HCMC. Secondly, using a typology of roads as a traffic indicator does not enable one to distinguish between the effect of the traffic and the effect of the type of road. Indeed, noise is better disseminated in wide streets, whereas narrow streets mean it is more likely to reverberate. To our knowledge, there is however no set of data that includes, for example, building footprints that would allow us to derive complementary indicators.

3.5.2 Worrisome noise levels

It is important to note straightaway that the noise exposure levels recorded in HCMC are a concern. Indeed, a mean of 78.5 dB(A) directly raises the question of the impacts on health, since, as of 75 dB(A), the threshold of discomfort is largely surpassed, and 80 dB(A) is the level at which direct damage to hearing appears. Even though cycling is not the most popular mode of transportation in HCMC, it should be emphasized that scooter users are also concerned because they do not have any cabin either to isolate them from noise. And their levels of exposure are probably even higher than those that we measured due to their continuous proximity to their own engines. It is interesting to compare the noise levels recorded here to those found in other European and North American cities: from 63 to 65 dB(A) in eleven Dutch cities [8], 70.5 in Montreal [2], 70 in Rotterdam, 73 in Helsinki, and 75 in Thessaloniki [29].

3.5.3 Comparison with previous studies on HCMC

It is also interesting to note that our results corroborate the findings of earlier studies conducted in HCMC. First, regarding the temporal dimension, our results are in keeping with those of [27]; Phan et al., 2010a), who observed more intense road traffic as of 5:00 a.m., which reached an initial peak between 8:00 a.m. and 9:00 a.m., followed by a decrease until 1:00 p.m., when traffic started up again, between 5:00 p.m. and 6:00 p.m, with levels comparable to the morning period. This thus corresponds to the temporal tendencies shown in Figure 3.6.

Second, Nguyen et al. [27] indicated that “all sites exposed to aircraft noise around the main airports in [HCMC] were also exposed to heavy road traffic noise.” They reported in particular aircraft noise exposure indicators (L_{Aeq}, day 7:00 a.m.–7:00 p.m.) ranging from 52.0 dB to 65.8 dB in the ten locations studied, and road traffic noise exposure indicators varying from 69.3 dB to 76.9 dB, for combined totals ranging from 69.4 dB to 76.9 dB. These sectors thus seemed to be noisier than the rest of the city, which the spatial term was also able to show in our model.

Third, it is possible to relate the spatial term of the model to the map of the spatial organization of the city developed by Downes et al. [15] and described in the introduction. Sectors where noise exposure was systematically lower are concentrated around the Saigon River and to the south of

the Khen Doï canal. In both cases, these are peripheral areas of low density (in terms of population and the built environment), comprised of rural areas, villas, or sites under development. The noise discrepancies between these areas are very strong, ranging from 73 to more than 78 dB(A). This means that in the central sectors or areas near the airport, noise exposure levels are up to four times higher than in rural or less dense environments.

The mapping of the spatial term is particularly interesting here because it can be used for planning and decision-making purposes. With the aim of protecting cyclists against noise, it would be possible to design bicycle routes that prioritize the use of these sectors, where exposure levels are lower.

Finally, the use of GAM models provided pertinent information on noise exposure, especially concerning the spatial and temporal dimension. They also made it possible to define the complexity of the interaction between speed and slope regarding noise exposure. The models could be applied in other cities and for other types of nuisances (air pollution, road accidents, etc.).

3.5.4 Pertinence of OSM data

The use of OSM data allowed us to effectively model the impact of the type of roads taken on cyclists' noise exposure in HCMC. OSM data are available for almost all big cities around the world. They thus provide a common nomenclature for types of roads in these cities. So it would be advisable to prioritize these data in the future, in order to facilitate direct comparisons between a number of cities.

3.6 Conclusion

It was not surprising to find that cyclists' levels of noise exposure in HCMC are very high compared with cities in the North, which can be explained in particular by the density of the traffic, the large proportion of scooters, and the frequent use of horns. The models showed that several trip characteristics together significantly increased noise exposure levels: the type of roads—with residential streets and service roads being the least noisy—the slope, and the cyclist's speed. The

temporal dimension is also important, with significant variations according to the day of the week (Monday being the noisiest), and the time of day (especially the morning and evening rush hours). On a methodological level, the use of generalized additive models proved to be very effective in showing temporal variations, spatial variations, and the complexity of the interaction between slope and speed regarding noise levels.

Authors competing interesting

The authors declare that they have no competing interests.

Acknowledgments

The authors would like to thank Stéphanie Potvin, Élaine Lesage-Mann, Thi Thanh Hien Pham and Anh Tu Hoang for their support during the data collection. The authors are grateful for the financial support provided by the Canada Research Chair in Environmental Equity (950-230813).

References

- [1] Anselin L, Bera AK. Spatial dependence in linear regression models with an introduction to spatial econometrics. *Statist Textbooks Monogr* 1998;155:237–90.
- [2] Apparicio P, Carrier M, Gelb J, Seguin AM, Kingham S. Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *J Transp Geogr* 2016;57:63–9.
- [3] Apparicio P, Gelb J, Carrier M, Mathieu M-È, Kingham S. Exposure to noise and air pollution by mode of transportation during rush hours in Montreal. *J Transp Geogr* 2018;70:182–92.
- [4] Asian Development Bank. Sustainable urban transport in Asia. Asian Development Bank; 2013.
- [5] Basner M, Babisch W, Davis A, Brink M, Clark C, Janssen S, et al. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet* 2014;383:1325–32.
- [6] Bassand M. Métropolisation, crise écologique et développement durable: l'eau et l'habitat précaire à Ho Chi Minh-Ville. Vietnam: PPUR presses polytechniques; 2000.
- [7] Berglund B, Lindvall T, Schwela DH. Guidelines for community noise. World Health Organization; 1995.
- [8] Boogaard H, Borgman F, Kamminga J, Hoek G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmos Environ* 2009;43:4234–42.
- [9] Box GE, Jenkins GM. Time series analysis: forecasting and control. revised ed. Holden-Day; 1976.

- [10] Chatterjee S, Simonoff JS. Time series data and autocorrelation. *Handbook Regress Anal* 2013;81–109.
- [11] Chin H. Sustainable urban mobility in south-eastern Asia and the Pacific. Regional study prepared for Global Report on Human Settlements; 2013, 73pp. [12] Contributors, O. 2012. OpenStreetMap. URL www.openstreetmap.org.
- [12] Dekoninck L, Botteldooren D, Panis LI. Using city-wide mobile noise assessments to estimate bicycle trip annual exposure to Black Carbon. *Environ Int* 2015;83:192–201.
- [13] Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, Bivand R, Bolliger J, Carl G, et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 2007;30:609–28.
- [14] Downes NK, Storch H, Schmidt M, Van Nguyen TC, Tran TN. Understanding Ho Chi Minh City's urban structures for urban land-use monitoring and riskadapted land-use planning, Sustainable Ho Chi Minh City: Climate Policies for Emerging Mega Cities. Ho Chi Minh City: Springer; 2016. p. 89–116.
- [15] Economic and Social Commission for Asia and the Pacific, 2007. Review of developments in transport in Asia and the Pacific 2005, in: Nations, U. (Ed.).
- [16] Goudreau S, Plante C, Fournier M, Brand A, Roche Y, Smargiassi A. Estimation of spatial variations in urban noise levels with a land use regression model. *Environ Pollut* 2014;3:48.
- [17] Haklay M, Weber P. Openstreetmap: User-generated street maps. *IEEE Pervasive Comput* 2008;7:12–8.
- [18] Hastie TJ. Generalized additive models, Statistical models in S. Routledge 2017:p. 249–307.
- [19] Huynh D. The misuse of urban planning in Ho Chi Minh City. *Habitat Int* 2015;48:11–9.
- [20] Ising H, Kruppa B. Health effects caused by noise: evidence in the literature from the past 25 years. *Noise Health* 2004;6:5.
- [21] Jraiw K. Urban road transport in Asia's developing countries: Safety and efficiency strategy. *Transport Res Record: J Transport Res Board* 2003;19–25.
- [22] Khan J, Ketzel M, Kakosimos K, Sørensen M, Jensen SS. Road traffic air and noise pollution exposure assessment – A review of tools and techniques. *Sci Total Environ* 2018;634:661–76.
- [23] Lin MY, Guo YX, Chen YC, Chen WT, Young LH, Lee KJ, et al. An instantaneous spatiotemporal model for predicting traffic-related ultrafine particle concentration through mobile noise measurements. *Sci Total Environ* 2018;636:1139–48.
- [24] McCallum AH. Noise and its effects. *British Med J* 1965;2:605.
- [25] Moran PA. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 1950;37:17–23.
- [26] Nguyen T, Nguyen H, Yano T, Nishimura T, Sato T, Morihara T, et al. Comparison of models to predict annoyance from combined noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Appl Acoust* 2012;73:952–9.
- [27] Nguyen TB, Samsura DAA, van der Krabben E, Le A-D. Saigon-Ho Chi Minh City. *Cities* 2016;50:16–27.

- [28] Okokon EO, Yli-Tuomi T, Turunen AW, Taimisto P, Pennanen A, Vouitsis I, et al. Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Environ Res* 2017;154:181–9.
- [29] Paviotti M, Vogiatzis K. On the outdoor annoyance from scooter and motorbike noise in the urban environment. *Sci Total Environ* 2012;430:223–30.
- [30] Phan HAT, Yano T, Phan HYT, Nishimura T, Sato T, Hashimoto Y. Annoyance caused by road traffic noise with and without horn sounds. *Acoust Sci Technol* 2009;30:327–37.
- [31] Phan HYT, Takashi Y, Tetsumi S, Tsuyoshi N. Characteristics of road traffic noise in Hanoi and Ho Chi Minh City, Vietnam. *Appl Acoust* 2010;71:479–85.
- [32] Phan HYT, Yano T, Phan HAT, Nishimura T, Sato T, Hashimoto Y. Community responses to road traffic noise in Hanoi and Ho Chi Minh City. *Appl Acoust* 2010;71:107–14.
- [33] Ragettli MS, Goudreau S, Plante C, Fournier M, Hatzopoulou M, Perron S, et al. Statistical modelling of the spatial variability of environmental noise levels in Montreal, Canada, using noise measurements and land use characteristics. *J Exposure Sci Environ Epidemiol* 2016;26:597.
- [34] Replogle MA. Non-motorized vehicles in Asian cities, 1992, in: Bank, W. (Ed.).
- [35] Stansfeld SA, Matheson MP. Noise pollution: non-auditory effects on health. *Br Med Bull* 2003;68:243–57.
- [36] Tenailleau QM, Bernard N, Pujol S, Parmentier A-L, Boilleaut M, Houot H, et al. Do outdoor environmental noise and atmospheric NO₂ levels spatially overlap in urban areas? *Environ Pollut* 2016;214:767–75.
- [37] Van N, Boltze M, Tuan V. Urban accessibility in motorcycle dependent citiesCase study in Ho Chi Minh City, Vietnam. Submitted to the 13th World Conference on Transportation Research. Rio de Janeiro, Brazil; 2013.
- [38] Wood SN. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J Royal Statist Soc (B)* 2011;73:3–36.
- [39] Wood SN, Pya N, Säfken B. Smoothing parameter and model selection for general smooth models. *J Am Stat Assoc* 2016;111:1548–63.
- [40] World Data Bank. Urban population, in: World Data Bank (Ed.). World bank; 2018.
- [41] World Health Organization, 2011. Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe, , p. 126–6.
- [42] World Health Organization. Health and sustainable development. World Health Organization; 2018.
- [43] Yao C, Ma AK, Cushing SL, Lin VYW. Noise exposure while commuting in Toronto - a study of personal and public transportation in Toronto. *J Otolaryngol-Head Neck Surg* 2017;46:8.

CHAPITRE 4 : ARTICLE 3

Formulaire d'inclusion d'un article à la thèse de doctorat

Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : Gelb, Jérémy

Description de l'article

Contribution de chaque coauteur

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

Identification du coauteur	Description de la contribution
Jérémy Gelb	Principal chercheur : Collecte des données, revue de la littérature, structuration des données, analyse statistique et spatiale, interprétation des résultats et rédaction de l'article
Philippe Apparicio (directeur)	Collecte des données, évaluation de la structure de l'article et des analyses, et révision de l'article

Référence complète de l'article

Gelb, Jérémy et Philippe Apparicio. 2020. « Modelling Cyclists' Multi-Exposure to Air and Noise Pollution with Low-Cost Sensors—The Case of Paris. » *Atmosphere* 11, 422. [doi:10.3390/atmos11040422](https://doi.org/10.3390/atmos11040422)

Déclaration

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

Coauteur	Signature	Date
Jérémy Gelb		2021-07-30
Philippe Apparicio		2021-07-30

Article

Modelling Cyclists' Multi-Exposure to Air and Noise Pollution with Low-Cost Sensors—The Case of Paris

Jérémie Gelb and Philippe Apparicio * 

Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Urbanisation Culture Société, Montréal, QC H2X

1E3, Canada; jeremy.gelb@ucs.inrs.ca

* Correspondence: philippe.apparicio@ucs.inrs.ca



Received: 5 March 2020; Accepted: 19 April 2020; Published: 22 April 2020

Abstract: Cyclists are particularly exposed to air and noise pollution because of their higher ventilation rate and their proximity to traffic. However, few studies have investigated their multi-exposure and have taken into account its real complexity in building statistical models (nonlinearity, pseudo replication, autocorrelation, etc.). We propose here to model cyclists' exposure to air and noise pollution simultaneously in Paris (France). Specifically, the purpose of this study is to develop a methodology based on an extensive mobile data collection using low-cost sensors to determine which factors of the urban micro-scale environment contribute to cyclists' multi-exposure and to what extent. To this end, we developed a conceptual framework to define cyclists' multi-exposure and applied it to a multivariate generalized additive model with mixed effects and temporal autocorrelation. The results show that it is possible to reduce cyclists' multi-exposure by adapting the planning and development practices of cycling infrastructure, and that this reduction can be substantial for noise exposure.

Keywords: cyclist; exposure; multi-exposure; noise; air pollution; NO₂; Bayesian modelling; spatial analysis; Paris

1. Introduction

Environmental noise and air pollution are two growing issues in cities. Their impacts on health and population well-being are now widely acknowledged. In its latest report on environmental noise in Europe, the World Health Organization (WHO) recognized it as one of the main environmental risks in cities. Two types of health impacts are distinguished: the auditory effects (hearing loss and tinnitus) and non-auditory effects linked to annoyance and stress generated by exposure to noise (physiological distress, disturbance of the organism's homeostasis, increasing allostatic load, sleep loss, concentration difficulties, etc.) [1–5]. The latter are important if the exposure is chronic and prolonged.

For example, the WHO guideline development group identified two priority health outcome lines of evidence for the road traffic noise. The first threshold value of 53.3 L_{den} corresponds to an absolute risk of 10% for the prevalence of a highly annoyed population. The second one of 59.3 dB L_{den} corresponds to an increase of 5% of the relative risk for the incidence of ischemic heart disease [3].

The case of air pollution is more complex because air pollutants are numerous. Research distinguishes gaseous pollutants and vapors (e.g., NO₂, O₃, CO₂, CO, COVs, etc.) from particulate matter (fine: PM_{2.5} and coarse: PM₁₀). The health impacts of these pollutants are numerous: nausea, breathing difficulties, skin and respiratory tract irritations, development of certain types of cancer, birth defects, delayed development in children, reduced immune system activity, etc. [6]. The WHO identifies nitrogen dioxide (NO₂), particulate matter (fine: PM_{2.5} and coarse: PM₁₀), ozone (O₃), and sulphur dioxide (SO₂) as the pollutants with the strongest impact on health. For NO₂ (measured in

4.1 Introduction

Environmental noise and air pollution are two growing issues in cities. Their impacts on health and population well-being are now widely acknowledged. In its latest report on environmental noise in Europe, the World Health Organization (WHO) recognized it as one of the main environmental risks in cities. Two types of health impacts are distinguished: the auditory effects (hearing loss and tinnitus) and non-auditory effects linked to annoyance and stress generated by exposure to noise (physiological distress, disturbance of the organism's homeostasis, increasing allostatic load, sleep loss, concentration difficulties, etc.) [1–5]. The latter are important if the exposure is chronic and prolonged.

For example, the WHO guideline development group identified two priority health outcome lines of evidence for the road traffic noise. The first threshold value of 53.3 L_{den} corresponds to an absolute risk of 10% for the prevalence of a highly annoyed population. The second one of 59.3 dB L_{den} corresponds to an increase of 5% of the relative risk for the incidence of ischemic heart disease [3].

The case of air pollution is more complex because air pollutants are numerous. Research distinguishes gaseous pollutants and vapors (e.g., NO₂, O₃, CO₂, CO, COVs, etc.) from particulate matter (fine: PM_{2.5} and coarse: PM₁₀). The health impacts of these pollutants are numerous: nausea, breathing difficulties, skin and respiratory tract irritations, development of certain types of cancer, birth defects, delayed development in children, reduced immune system activity, etc. [6]. The WHO identifies nitrogen dioxide (NO₂), particulate matter (fine: PM_{2.5} and coarse: PM₁₀), ozone (O₃), and sulphur dioxide (SO₂) as the pollutants with the strongest impact on health. For NO₂ (measured in this study), the WHO advises not exceeding a mean value of 200 µg/m³ in an hour, as exposure above this level causes significant inflammation of airways [7].

4.1.1 Cyclists' Exposure and Transport Justice

Cyclists are particularly exposed to these pollutions. Indeed, they do not have a cabin or an air conditioning system to protect them. A considerable body of literature has compared the levels of exposure to air pollution according to the mode of transportation. Studies have concluded that the

differences in terms of exposure are inconsistent [8]. However, when the ventilation rate is taken into account, it is clear that cyclists inhale more air pollutants than other road users. In a recent literature review, Cepeda et al. [9] have found that car users inhaled an average of only 16% of the total dose inhaled by cyclists for similar trips. Less information is available for exposure to noise, but Okokon et al. [10] have found that, on average, cyclists are exposed to 6 more dB(A) than car users in Helsinki (Finland), and 4.0 in Thessaloniki (Greece), on average for similar trips, and Apparicio et al. [11] have found a difference of 1.92 ($L_{Aeq,1min}$) in Montreal (Canada).

The second main cause of cyclists' overexposure is their direct proximity to a major source of air and noise pollution, i.e., road traffic. This proximity is reinforced by planning policies encouraging road sharing. In Paris, this is striking when one observes the development of the bicycle network [12]. In 2001, the city permitted cyclists to use bus lanes and in 2010, many one-way streets were opened to cyclists in both directions (Figure 4.1). These two breaks represent major increases in available cycling infrastructures, but this raises the question of the quality of these infrastructures and the closeness to traffic that they entail.

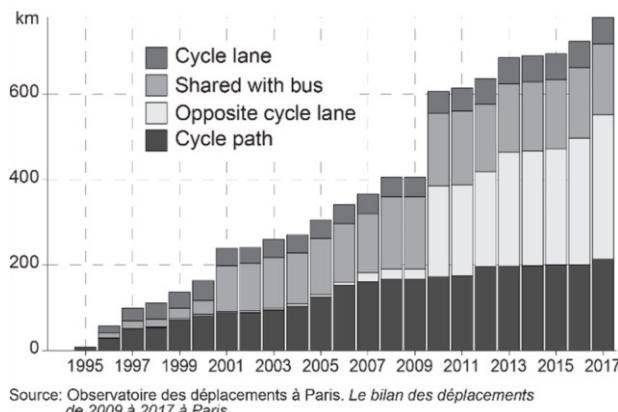


Figure 4.1 The development of a cycling network in Paris between 1995 and 2017.

Cyclists' overexposure supports the statements of Gössling [13] on transportation justice. The bicycle is a durable mode of transport and helps to reduce congestion, environmental noise, emission of greenhouse gas, and health costs. Yet only a minor portion of the space dedicated to transport is used for cycling infrastructure, and cyclists are overexposed to urban nuisances.

Unfortunately, the problem of cyclists' exposure is rarely considered in the current planning of cycling infrastructure. The London Quietways, which provide cyclists with routes that are quiet and far from traffic [14], constitute an inspiring example which deserves special mention. Yet, new studies suggest that the risk induced by air pollution could be higher than that of road accidents. As an example, Künzli et al. [15], using cohort data, have attributed twice the number of deaths to air pollution in comparison to road accidents in Europe. More specifically, in Paris, Praznocy [16] has found that the risks associated with exposure to air pollution are considerably higher than those from road accidents. Nonetheless, they conclude that all these risks remain small in comparison with the health benefits of the physical activity of bicycling, and this is supported by Cepeda et al. [9] and De Hartog et al. [17]. Unfortunately, to our knowledge, this type of study does not consider exposure to noise. The current situation is summarized in Figure 4.2.

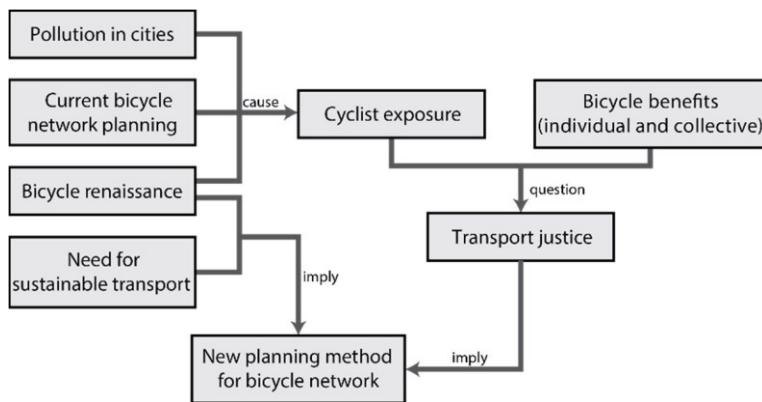


Figure 4.2 The situation of bicycles in cities.

Cities are potentially characterized by high levels of exposure to air and noise pollution which, combined with the current bicycle renaissance and the lack of cycling infrastructure, lead to a situation where cyclists are overexposed. When considering the collective benefits of urban cycling (a durable mode of transportation, and a reduction in health costs and congestion), this reveals an injustice in transport. The combination of this injustice, the cycling renaissance, and the requirement for sustainable transportation in our society today suggests a need to rethink our practices in cycling infrastructure planning.

This necessitates including the question of cyclists' exposure to air and noise pollution in planning and working to understand how we can reduce these exposures. Many studies have already tried

to identify the factors contributing to cyclists' exposure to air or noise pollution [18–20], but there are significant limitations to their scope and generalization potential: few consider noise; the amount of data is limited; there needs to be replication on specific axes; there is no unbundling of background pollution; statistical methods omit pseudo-replication, etc.

The Development of Low-Cost Sensors: New Paradigm and Opportunities

During the last decade, the development of new technologies and low-cost sensors to measure air and noise pollution has presented opportunities to study these pollutants. The low-cost sensors (in contrast with traditional monitoring network) have drawn attention from research and institutional fields, and in 2013, the EPA proposed a classification with five tiers of sensors to evaluate their potential use and reliability [21]. The first and second tiers are the most limited sensors, mainly built for citizen use and community groups for personal and education purposes. The third and fourth tiers group more accurate devices used to provide complementary data (with higher space-time resolution) to the traditional monitoring networks at a lower cost. Finally, the fifth-tier group reference sensors that are the most reliable and sophisticated but less accessible. The frontiers between these categories are fuzzy, but the low-cost designation applies to the first three tiers. Snyder et al. [22] see in this development the rise of a new paradigm in the measure of atmospheric pollution (this holds true for noise pollution) and distinguish four potential uses for these low-cost sensors: (1) supplementing routine ambient air monitoring networks, (2) expanding the conversation with communities, (3) enhancing source compliance monitoring, and (4) monitoring personal exposure. Morawska et al. [23] realized a comprehensive review of scientific and grey literature using these low-cost sensors. They concluded that manufacturers do not evaluate these sensors' reliability and accuracy with enough care. As a consequence, many research teams started to do this work and some of them report satisfactory agreement levels with reference sensors when the data are pre- and post-processed. As an example, the EPA [24] started a program to evaluate 30 sensors without a calibration process. Low-cost sensors will never replace reference devices, but they offer the opportunity to collect complementary data at much finer space and time scale because of their affordability, ease of use, and small size [25].

This evolution is a driving force in the research field on cyclists' exposure to air and noise pollution. Thus, new tools have been made accessible to researchers to address new research goals like estimating the difference in exposure for similar trips according to the transport mode [9,26], measuring the short term health impact of cyclists' exposure to air pollution [27], or modelling and predicting cyclists' exposure in urban environments [18–20,28,29].

Our study continues this research trend and investigates more specifically the case of Paris (France). In September 2017, data were collected on cyclists' exposure to noise and nitrogen dioxide (NO_2) by using low-cost sensors. The main goal of the paper is to develop a methodology based on an extensive mobile data collection using low-cost sensors to determine which factors of the urban micro-scale environment contribute to reduce cyclists' multi-exposure and to what extent.

4.2 Conceptual Framework for Modelling Cyclists' Multi-Exposure

To answer this research question, we propose the conceptual framework illustrated in Figure 4.3.

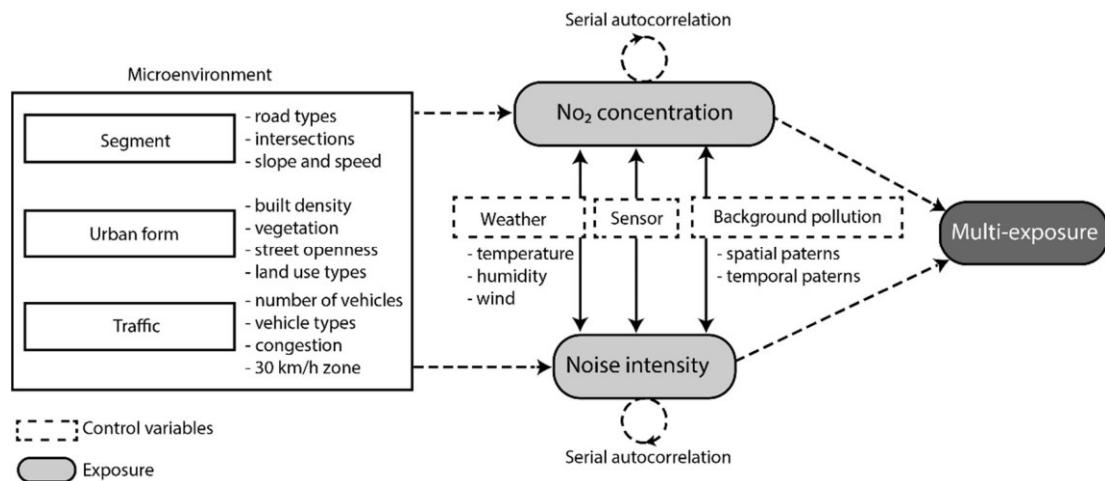


Figure 4.3 Conceptual framework.

Cyclists are simultaneously exposed to noise and air pollution, measured here as the concentration of NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) and noise level (dB(A)). These two exposures depend on the characteristics of the micro-scale-environments through which they travel and the background pollution. The latter follows temporal and spatial patterns. Weather has a direct impact on noise propagation and on NO₂ chemical interactions and dispersion. Finally, the sensors used have a systematic variability in their measurement that has to be controlled. Micro-scale-environment depicts a distinction of the more classical concept of micro-environment in exposure studies. It describes “an individual volume or an aggregate of locations, or even activities within a location [...] hav[ing] an homogeneous concentration of the pollutant being evaluated” [30], such as home, workplace, in-public transport, cycling etc. As we need a more disaggregated and geographical perspective, we define in this study the micro-scale-environment as a chunk of space and time with a homogeneous concentration of pollutants.

Some studies have already investigated the characteristics of the urban environment which might have an impact on NO₂ concentration or noise level. These works are inspired by the classical

Land Use Regression (LUR), usually applied to data collected by static monitoring stations [31]. The factors most often considered are as follows:

First, road traffic might be measured as real time traffic recorded specifically during the time span of the study [32,33], estimations of daily traffic volume [34–36], or the type of roads taken by the cyclist [19,28,29]. In all cases, road traffic is associated with cyclists' greater exposure to air and noise pollution.

Second, vegetation is integrated in studies as the number of trees around the samples [19,36], the presence of a park [20,35–37], or its density [34]. The results remain inconsistent and the role of vegetation in the absorption and deposit of air and noise pollution seems to be small in comparison with the "park effect" induced by the increased distance from pollution sources. In some cases, the vegetation could even retain and trap air pollution (notably in urban canyons) preventing its vertical dispersion [38].

Third, land use, i.e., the density of residential, industrial, and commercial areas, open spaces, and the diversity of land use are indicators generally associated with higher or lower concentration of noise and air pollution. Indeed, neighborhoods with a higher concentration of activities and population accumulate many pollution sources [33,35,36] and, thus, higher levels of pollution are more likely to be observed there.

Fourth, urban morphology, i.e., the build density, street canyons, wind permeability, or the density of intersections are factors describing the geometry of the city and might play an important role in air pollution trapping (canyon effect) and noise propagation [39–41].

4.3 Material and Methods

4.3.1 Case Study

Paris is an interesting case study for many reasons. First of all, the city has experienced a typical evolution of bicycle use since the 20th century. The bicycle had fallen into disuse at the end of the Second World War and was largely replaced by the car due to the latter becoming more widely

available and the disappearance of cycling sidewalks [42]. The bicycle lost its status as a means of transport and was confined to sports and leisure uses. It was only in the 1980s that the bicycle made its comeback in cities as a means of transportation, promoted by the ecological movement and the rising cost of other means of transport. Some authors name this new period the “bicycle renaissance” [43]. In Paris, one can note a new increase in bicycle use at the beginning of the 2000s, after a period of stagnation since 1970. Between 2001 and 2010, the number of daily trips made by bicycle doubled and reached 650,000 trips in central districts (within the city) [44].

Second, Paris is a city with relatively high levels of air and noise pollution. AirParif and BruitParif are two associations charged by the French government with monitoring air and noise pollution, respectively, in the region of Île de France. In its 2017 annual report, AirParif indicates that, over 6 days, the O₃ and particulate matter concentrations exceeded the fixed threshold (for a total of 12 days). The association estimates that 1.3 million residents in the region are exposed to NO₂ concentration levels higher than the standard for annual exposure and that 10 million are living in places where the French quality standard for annual exposure to PM_{2.5} (10 µg/m³) is exceeded. The proximity to road traffic appears to be the main source of pollution in the report [45]. The maps of annual NO₂ concentrations (available in the document [45]) depict a clear gradient from central to outlying areas. This phenomenon is explained by the higher density of activities, population, trips, and equipment and a more densely built environment, less favorable to air pollution dispersion.

In 2017, BruitParif [46] estimated that only 15% of the region’s population living in dense urban areas was exposed to annual daily mean levels of noise below 53 dB(A) (the WHO guideline) and 11% was exposed to levels higher than 68 dB(A) (the intervention threshold defined by the European Union). Overall, 65,607 years of healthy life expectancy are lost annually in the region because of noise exposure. Again, maps are available in the report [46] and transport (air, rail, and road transport) appears to be the main source of this problem.

Therefore, in this context where the number of cyclists is increasing and the levels of exposure to air and noise pollution are potentially high, a study on cyclists’ multi-exposure is clearly justified.

4.3.2 Primary Data Collection and Structuration

Primary data was collected in Paris over four days in September 2017 (4 September to 7 September).

Three participants (two graduate students and one professor) cycled approximately 100 km every day between 08:00 a.m. and 6 p.m. This study has been approved by the Institutional Review Board (Ethical Review Board of Institut national de la recherche scientifique) (Project No CER-15-391).

We realized a mobile data collection using portable low-cost sensors to measure the exposure on three participants. This research falls within the new paradigm of data collection on individual exposure. Indeed, classical monitoring networks have been found to be not very representative of individual exposure [47,48]. This can be explained by the low density of their spatial coverage that fails to measure the micro-variations of pollution in urban areas [49–51]. Moreover, these stations are generally not located directly on streets, but some meters above the ground or on the top of buildings, which contributes to an underestimation of people's direct exposure at road level [47,52,53]. MacNaughton et al. [34] reports values for NO₂ (ppb) of 24.2 ppb measured by mobile sensors (sampled concentration) versus 15.9 ppb by static stations (background pollution) on a designated bike lane. Different authors likewise observed higher variations for other pollutants [20,54,55].

The use of low-cost sensors and a mobile approach has several drawbacks. First, because of its ephemeral nature, the mobile data collection is not suited for an assessment of seasonal variations of pollution. This could be achieved by repeated and periodic data collection but with a significant increase of the costs. This type of question must preferably be investigated with data collected from traditional monitoring networks. Second, this approach produces less reliable measurements and might not provide an accurate estimation of typical values of pollution concentrations on specific streets. To overcome these limitations, Van den Bossche et al. [47] and Hatzopoulou et al. [56] propose an intensive approach based on repetitive sampling of the same segments. The repetition of measurement is a way to compensate for the considerable variability of the data and the lower accuracy of the sensors. However, this method limits the spatial coverage of the study area and, thus, the diversity of sampled environments, which is one of the main appeals of the

use of low-cost sensors combined with mobile data collection. Therefore, we propose an extensive approach (in opposition to an intensive approach), aiming to maximize the spatial coverage and the diversity of environments travelled. The goal is not to estimate precisely the expected values of exposure to pollution on a specific segment (which is difficult with low-cost sensors), but rather to understand the impacts of urban environmental characteristics in their (almost) full range of values on individual exposure. A similar approach has already been applied successfully in Ho Chi Minh City (Vietnam) [57], Portland (Oregon, USA) [35], Ghent (Belgium) [40], Flanders (Belgium) [58] (even if the expression “extensive data collection” was not used). The replicability of the study is not affected by this design. Indeed, the trips are recorded and could be replicated. Obviously, the exact conditions of traffic and meteorology cannot be reproduced, but this is also true for the intensive design.

The trips were defined before the data collection with GoogleMaps and stored with MyMaps. During the data collection, the participants had to follow the routes on their smart phone fixed on the handlebar and to modify them in case of perturbation (closed street, road work, stairs, etc.). Following the extensive design approach, the trips were chosen to maximize the spatial coverage and the diversity of urban environments, and to reduce repetitive samples on the same segments.

To measure the nitrogen dioxide (NO_2) concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), temperature ($^\circ\text{C}$), and humidity (%), participants were equipped with an Aeroqual Series 500 Portable Air Quality monitor (Aeroqual Limited, Auckland, New Zealand) and its two sensors (one for NO_2 concentration and one for temperature and humidity). This device has a temporal resolution of 1 min. According to the Aeroqual supplier's product information, the NO_2 sensor has the following characteristics: range (0–1 ppm), minimum detection (0.005 ppm), accuracy of factory calibration ($<\pm 0.02$ ppm 0–0.2 ppm; $<\pm 10\%$ 0.2–1 ppm), and resolution (0.001 ppm). The sensors used were new and thus pre-calibrated by the supplier. As recommended by the fabricant, we let them run during 24 h the day before the data collection, and 1 h (warmup) every morning before starting the trips. The device was fixed to a harness on the right shoulder of the participant, as close as possible to the breathing area. The Aeroqual NO_2 sensor is known for its cross-sensitivity to O_3 [59], and the risk is to overestimate the concentration of NO_2 in the presence of O_3 . However, filtering out the O_3 concentration from the recorded values leads to a strong linear relationship with reference analyzer [60]. No O_3 sensor was available during this data collection, but we propose another

approach based on statistical methods to control its contribution to the measurements (see Sections 3.3 and 5.1). Aeroqual Series 500 monitors have largely been used in numerous studies on individual exposure or air pollution mapping, e.g., [11,19,61–63].

To measure noise level ($L_{Aeq, 1min}$, dB(A)), a Brüel and Kjaer Personal Noise Dose Meter (Type 4448, class 2, conform to IEC 61252:2002 and ANSI S1.25:1991 standards) was fixed on the participant's left shoulder (as recommended by the manufacturer) facing the road with their wind-shield. This device has a temporal resolution of 1 min and has the following characteristics: exchange rate (3 dB), sound level range (certified 65–140 dB, reliable down to 58 dB), accuracy (± 2 dB). This device does not record the frequency spectra. As recommended by the manufacturer, the Personal Noise Dose Meters were calibrated once a day using the Sound Calibrator Type 4231 (calibration accuracy ± 0.2 dB). Triathlon GPS watches (Garmin 910 XT) were used to record the GPS track of the trips with a temporal resolution of 1 s. Finally, action cameras (Garmin Virb XE) fixed to the handlebar were used to record videos of the trips.

More recent sensors of noise and air pollution however offer a lower temporal resolution, but at higher variability cost in the collected data. A temporal resolution of 1 min is sufficiently detailed considering that with a mean speed of 15 km/h, a cyclist can ride only 250 m.

The GPS tracks were map-matched to the Open Street Map (OSM) road network using the algorithm OSRM [64]. This data structuration step was validated manually by using videos of the trips. The traces were cut as 1-min segments (temporal resolution of the sensors) and all the measurements were assigned to these segments by using timestamp (the clocks of each device were synchronized every morning during the data collection). The OSM street network dataset was selected rather than the official city network because, the OSM network nomenclature is common to each city in the world and thus will allow easier comparisons between papers using this dataset in this field study [57]. Only 5% of the sampled segments were not categorized or not present in the database and were thus classified as “unclassified roads”. Apart from missing data, OSM is criticized for inaccuracy in the road typology, notably for roads smaller than primary roads [65]. According to the same work, the quality of the OSM data increases with the density of contributors, and they are numerous in big cities like Paris. A more recent study concludes that “the Paris OSM road network has both a high completeness and spatial accuracy [...] and is found to be suitable for applications requiring spatial accuracy up to 5–6 m.” [66]. This level of

accuracy is appropriate for our study. The data was not pre-processed before data analysis. Only the observations with missing values or measurements exceeding the measurement ranges were removed.

4.3.3 Data Analysis—Building a Model to Estimate the Impact of Micro-Scale Environment

Let us recall here that the main goal of this study is to identify the factors of the micro-scale environment that contribute to cyclists' multi-exposure and to evaluate the extent of these contributions. The most used method to achieve this goal is regression analysis, with the exposure measurements as dependent variables. However, the use of low-cost sensors combined with the mobile extensive data collection design raises many methodological challenges in the analysis of the data.

First, we must deal with the problem of pseudo-replication. Indeed, two factors violate the condition of independence of observations: the day of data collection and the sensor. Day to day, because of specific weather and/or traffic conditions, exposure values might vary systematically (part of background pollution). In the same manner, two observations coming from the same sensor are more likely to be similar than two observations coming from different sensors (sensor effect). Hence, the day of data collection and the sensors are incorporated in the models as random effects because they impose a hierarchical structure on the dataset (grouping effect), and thus allows us filter out these effects from the data.

Still with regard to pseudo-replication, the temporal autocorrelation has to be controlled. Our data can be seen as a temporal series, so two consecutive observations are more likely to be similar than two observations selected randomly. This is rarely done in this field study, but it is necessary to obtain unbiased coefficients in the model.

Secondly, the cyclists' exposure measurement combines both the background pollution (structural spatial-temporal variations) and the immediate pollution specific to the micro-scale environment (which is the primary interest in this study). Thus, to estimate the role of the micro-scale environment, it is essential to distinguish them. To do so, some studies propose using external

data coming from static stations to adjust the exposure data by subtracting the background pollution [40], or by adding it as a covariate [20,34] in the analysis. Considering the fact that temporal and spatial patterns of background pollution are integral parts of the collected data, we propose instead to model them directly as nonlinear terms [67]. These terms make it possible to capture the systematic variation through space and time of our exposure data and to model the effects of the micro-scale environment,

without using Supplementary Data. This method has already been proven to be useful in modelling cyclists' exposure to noise [57]. Nonlinear terms (e.g., splines) are regularly employed to model exposure to air pollution [40,41]. For space, a bivariate spline can be constructed from the coordinates of the sampling segments. In the model, it reflects the systematic spatial variation of noise and NO₂, everything else being equal. Thus, it can be interpreted as the spatial pattern of the background pollution. In the same way, a univariate spline for time can be built from the timestamp of the sampling segment and can be interpreted as the temporal pattern of the background pollution.

Finally, we have to model two dependent variables simultaneously: noise and NO₂ exposures. Considering the fact these two pollutions share some of their sources, it is likely that they share some variance. Thus, we propose to model them simultaneously with a multivariate regression model [68]. Theoretically, this permits us to be closer to the multi-exposure concept. Statistically this model allows to consider a potential correlation between the two dependent variables. The proposed model is detailed below:

$$y_z \sim P(\mu_z, \sigma_z)$$

$$\mu_{z[i]} = \alpha_z + \sum_{p=1}^l X_{z[i]} * \beta_{zl[i]} + \alpha_z \text{sens}_{[ij]} + \alpha_z \text{day}_{[id]} + \sum_{p=1}^n f_{zp}(X_{[i]}) + \sum_{p=1}^k \emptyset_p \varepsilon_{zi-p} + \varepsilon_z$$

$$\alpha_z \text{ capt} \sim \text{normal}(0, \sigma_z \text{ capt})$$

$$\alpha_z \text{ jour} \sim \text{normal}(0, \sigma_z \text{ jour})$$

$$\varepsilon_z \sim \text{normal}(0, \sum \varepsilon)$$

with i an observation (1-min segment),

D a specific distribution (Gaussian or student in this article), z a dependent variable (NO₂ concentration or noise level in this article), α the general intercept,

$/$ the number of fixed linear parameters in the model, j a sensor and d a day of the week,
 α_{sens} a vector of intercepts for each sensor, normally distributed and centered on 0, α_{day} a vector of
intercepts for each day, normally distributed and centered on 0, n the number of nonlinear parameters
in the model, f a nonlinear function,
 k the maximal lag to consider for the temporal autocorrelation parameter (MA),
The noise vector ε_i for each observation i is jointly normal (and centered on 0), so that the outcomes for
a given observation are correlated. The variances of dependent variables are assumed to be constant.

The model above is implemented in a Bayesian framework in R [69] with the package *brms* [70]
based on STAN [71]. The used priors are described in Supplementary Material (S1). We fitted the
model using four chains, each with 10,000 iterations where the first 1000 were used as a warmup
for sampling realized with a No-U-Turn Sampler (NUTS).

Table 4.1 Independent variables included in the regression model.

Dimension	Variable	Type
Micro-environment	Slope (%)	Linear effect
	Cyclist's speed (km/h)	Linear effect
	Number of intersections encountered	Linear effect
	Type of road (proportion of 1 min)	Linear effect
	Low-speed zone 30 (0–1)	Linear effect
	Distance from main road when on cycling infrastructure (m)	Nonlinear effect
	Industrial activity land use density (%) in a 50 m buffer	Linear effect
	Vegetation density (%) in a 50 m buffer	Linear effect
	Sky view factor index (%)	Linear effect
	Fetch index (%)	Linear effect
	Fetch index * wind speed	Linear effect
	Temperature (°C)	Linear effect
Background-pollution	Wind speed (km/h)	Linear effect
	Coordinates (X,Y)	Nonlinear effect
	Number of minutes since 07:00 AM	Nonlinear effect
Control factors	Day of the data collection Sensor	Random intercept
	Temporal autocorrelation	Random intercept
		MA2 term

The predictors are described in Table 4.1 Independent variables included in the regression model.
Following the literature review presented above, many terms describing the 1-min segment
characteristics (slope, speed of the cyclists, and number of intersections encountered), the road
traffic (type of road, type of cycling infrastructure, low-speed zone, and distance to the closest

main road), land use (activity density in a 50 m buffer), and vegetation (canopy density in a 50 m buffer) were introduced as independent variables. Two predictors describing the urban form were also used: the percentage of visible sky from the ground (street canyon proxy), the fetch index (indicator of potential local wind exposure), and its interaction with wind. Finally, two covariates describing the weather conditions were added to the model: the temperature (measured by the portable air pollution sensors) and the wind speed (available for each hour from Paris weather stations). Humidity was discarded because of its strong correlation with temperature. Details of the calculations and the data source of each index are available in Supplementary Material (S2).

4.4 Results

4.4.1 Descriptive Analysis

Before presenting the results of the analysis, some descriptive statistics should be reported. A total of 3822 observations of 1-min segments were collected for a total of 64 h and 964 km traveled. Figure 4.4 is a map of the trips accomplished. This represents an extensive coverage, we calculated that if we divide the intra-muros area of Paris in squares of 250 m length, then we have sampled, at least once, 52% of them.

Table 4.2 displays descriptive statistics of NO₂ and noise exposure, however, these values must be interpreted with caution. They are raw data coming from low-cost sensors and could overestimate real exposure, especially for NO₂ because of cross sensitivity of the sensor to O₃ (see Section 3.2) and the strong day to day variation. Indeed, we observed a difference of 35 µg/m³ between higher (4 September) and lower (3 September) days for NO₂ mean exposure. For time of day, over the same period, the NO₂ concentration recorded by AirParif had a mean of 37.8 µg/m³ with 10% of the records below 10 µg/m³ and 90% of the records higher than 77 µg/m³. A direct comparison of these values is hazardous considering that the locations of the AirParif fixed stations are chosen to reflect regional air concentration, while mobile individual exposure is measured directly in streets. Although various studies found considerable gaps between regional concentrations and individual exposure obtained during a mobile data collection [20,34,35,72], it is still likely that our sensors overestimate the cyclists' exposure.

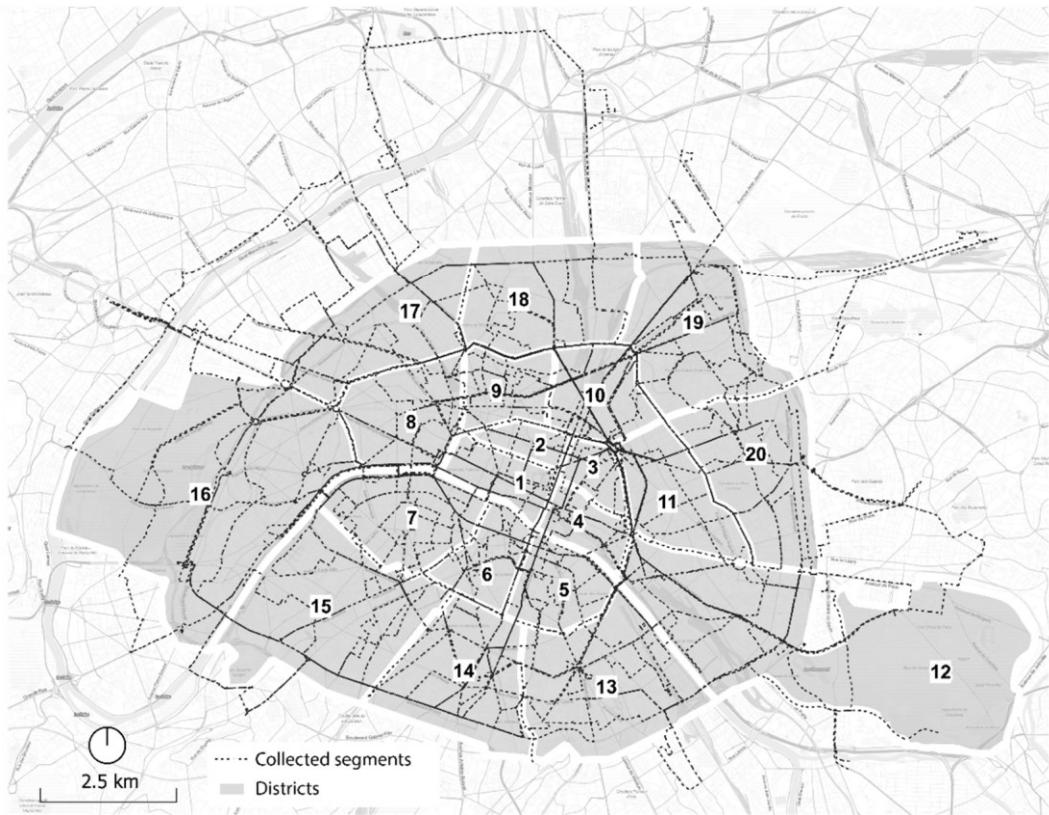


Figure 4.4 Study area and sample routes.

NO_2 is characterized by a stronger temporal autocorrelation than noise, meaning that consecutive values of NO_2 concentration are more similar than values of noise level. This is explained by the fact that noise is more impacted by short time events like a truck passing, honking, or the crossing of a residential street. NO_2 is less influenced by these events because of its slower dispersion and its accumulation in air. In contrast, the spatial autocorrelation is stronger for noise, meaning that noise exposure is more characterized by spatial structures than NO_2 .

Not surprisingly, the correlation between NO_2 concentration and noise level (at the 1-min resolution level) is weak (Pearson: 0.11) and this corroborates previous studies for the same air pollutant [19] or $\text{PM}_{2.5}$ [73]. Davies et al. [74] have reported a moderate correlation (0.5) of exposure to NO_2 and noise but their data were collected in less diversified environments and aggregated in 5-min observations (compared to 1 min in our study). Dekoninck et al. [40] suggest in their analysis that air pollution correlates with noise when considering only low frequency noise (caused by engine). This implies to discard all the higher frequency noise produced by honks, breaks, and other events

in the urban environment to which the cyclists are also exposed. In our case, the correlation between noise and NO₂ could also be reduced by the measurement error of NO₂ sensors.

Table 3 shows the total time spent on each type of road during the data collection. This information comes from the OSM road network (key *Highway*), and a formal description of each type is available online in the OSM documentation [76].

Table 4.2 Descriptive statistics for dependent variables.

Statistic	NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	L _{Aeq, 1 min} (dB(A))
Mean ^a	163.1	72.4
Standard deviation ^a	37.2	4.5
Percentiles 5	107.2	65.0
10	118.8	66.5
25	137.2	69.1
50	161.4	71.6
75	185.4	74.0
90	209.5	76.0
95	225.6	77.3
99	76.5	78.9
ACF with K = 1	0.70	0.61
K = 2	0.54	0.36
Moran I	0.18 (d = 300)	0.31 (d = 200)

Note: to calculate Moran's I statistic, we used a binary matrix and defined as neighbors of the segment *i* all the segments in a buffer of length *d* around *i* with *d* ranging from 50 to 500 m with a step of 50 m. Only the highest values are here reported. ^a Mean and SD of dB values are computed using the *seewave* package [75]. These values are raw data and must be interpreted with care, especially the NO₂ values which probably overestimate the real individual exposure.

Table 4.3 Time spent on each type of road and cycling infrastructure.

	Total Time	
	Minutes	%
Road type		
Primary road	873	22.8
Secondary road	697	18.2
Tertiary road	377	9.9
Residential street	569	14.9
Pedestrian path	105	2.7
Service	208	5.4
Cycleway	802	21.0
Unclassified	191	5.0
On street cycling infrastructure		
Bicycle lane	224	5.9
Opposite lane	106	2.8
Shared bus lane	325	8.5

4.4.2 Model Adjustment

To build the multivariate regression model, we started with two models in which NO₂ and noise exposures were modelled as bivariate Gaussian distribution and bivariate student distribution to model formally the correlation between residuals. However, we observed that NO₂ and noise did not follow the same type of distribution. A Gaussian distribution was more suited for noise and a student distribution for NO₂ to approximate their respective original distributions. With two different distributions, it is no longer possible to model formally the residual correlation between the two variables, but the latter was weak in the previous models (0.05 for the bivariate student model and 0.04 for the bivariate Gaussian model). Therefore, we decided to keep the model with two different distributions. The graphical posterior predictive checks, which assess the quality adjustment between the original data and the predictions of the model, are available in the Supplementary Material S4. They show that the model is well fitted and managed to reproduce the original distribution of the variables. Note that the values are reported as follows: mean (0.05–0.95 credibility interval).

All models' parameters converged ($Rhat = 1.0$) and all the trace plots display important mixing

(four chains with random start values, with 10,000 iterations, posterior distribution plots are available in Supplementary Material S3). For the NO₂ equation, Bayes R² is 0.31 (0.29–0.33) when keeping only the fixed effects, and 0.54 (0.53–0.56) with the random effects. Respectively, for noise equation, Bayes R² are 0.45 (0.43–0.46) and 0.46 (0.44–0.47). Again, the temporal autocorrelation is stronger for NO₂ exposure (MA [1] = 0.57 (0.54–0.60)) than noise exposure (MA [1] = 0.48 (0.45–0.51)), but this effect has been well controlled by the mode because no more spatial or temporal autocorrelations were remaining in model residuals (dB(A) ACF at lag 1 = −0.00, at lag 2 = 0.01, NO₂ ACF at lag 1 = −0.04, at lag 2 = 0.06).

Controlling for the Background Pollution

To control the background pollution, we introduced different terms in the model. First, we added random intercepts varying by day. The noise exposure varied weakly within days of the data collection (variation lower than 0.5 dB(A), Table 4.4). For the NO₂ concentration, we noted a lower concentration on Tuesday (on average −29.5 µg/m³) and higher concentrations on Thursday (on average +15.8 µg/m³). They represent 18% and 10% of the global average we reported above, respectively. This clearly indicates that NO₂ exposure is more dependent on data collection days rather than noise exposure. This stresses the necessity to include this effect in the model.

Table 4.4 Model's fixed and random effects.

	NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				L_{Aeq} (dB(A))			
	Estimate	S.E.	0.05 CI	0.95 CI	Estimate	S.E.	0.05 CI	0.95 CI
Fixed terms								
Intercept	128.65	28.44	72.58	184.56	70.49	2.35	65.83	74.92
Temperature	1.72	0.78	0.22	3.25	0.07	0.09	-0.10	0.25
Wind speed	-0.99	0.54	-2.06	0.08	-0.02	0.07	-0.16	0.13
Fetch index	-0.07	0.06	-0.18	0.05	0.00	0.01	-0.02	0.02
Sky view factor index	-0.06	0.04	-0.15	0.03	0.02	0.01	0.01	0.03
Primary road	Ref.				Ref.			
Secondary road	1.88	1.58	-1.16	5.01	-0.98	0.21	-1.40	-0.56
Tertiary road	-1.24	1.92	-5.02	2.52	-1.88	0.27	-2.40	-1.36
Residential street	-1.05	1.82	-4.66	2.52	-4.08	0.26	-4.58	-3.57
Pedestrian street	-5.68	3.02	-11.57	0.27	-2.72	0.43	-3.57	-1.89
Service road	3.67	2.30	-0.87	8.16	-1.44	0.32	-2.07	-0.80
Cycleway	0.86	1.59	-2.25	3.93	-1.45	0.23	-1.90	-0.99
Unclassified	1.84	2.23	-2.53	6.19	-2.72	0.31	-3.33	-2.10
Cycle lane	-0.82	1.98	-4.68	3.04	0.40	0.28	-0.15	0.94
Opposite cycle lane	-0.43	2.83	-5.99	5.14	-0.63	0.40	-1.42	0.15
Shared road	-5.75	9.67	-24.53	13.14	0.09	1.88	-3.58	3.78
Shared with bus lane	0.97	1.68	-2.30	4.22	0.52	0.23	0.06	0.97
Low-speed zone 30	-1.93	1.39	-4.63	0.78	-0.58	0.20	-0.97	-0.19
Industrial activity land use	0.03	0.03	-0.03	0.09	0.01	0.00	0.00	0.02
Vegetation density	0.14	0.05	0.05	0.23	-0.02	0.01	-0.03	-0.00
Number of intersections	0.20	0.11	-0.02	0.42	0.03	0.02	-0.00	0.06
Segment slope	0.36	0.22	-0.07	0.80	0.04	0.03	-0.03	0.10
Random intercepts								
Day of the week								
Monday	2.47	14.41	-19.72	24.09	-0.67	0.60	-1.56	0.10
Tuesday	-29.50	14.40	-51.63	-7.70	0.27	0.59	-0.55	1.10
Wednesday	11.13	14.40	-10.89	32.92	0.16	0.58	-0.62	1.01
Thursday	15.80	14.44	-6.29	37.71	0.24	0.59	-0.56	1.13
Participant ID1	11.83	17.89	-14.62	38.32	0.52	1.19	-1.03	2.06
ID2	10.70	17.89	-15.78	37.26	0.19	1.19	-1.35	1.71
ID3	-22.50	17.90	-49.09	4.09	-0.69	1.19	-2.28	0.81
Temporal autocorrelation								
MA [1]	0.57	0.02	0.54	0.60	0.48	0.02	0.45	0.51
MA [2]	0.18	0.01	0.15	0.21	0.14	0.02	0.11	0.17

Second, we added nonlinear terms to control hourly systematic variation of noise and air pollution (Figure 4.5 a,d). We expected these trends to follow road traffic patterns. For both noise and NO₂ concentration, the presence of an effect is evident. In both cases, the horizontal line represents the centered daily mean and allows us to observe when the exposure values are higher and lower during the day. For NO₂, one can distinguish three main phases. The first between 8 a.m. and 10 a.m. is characterized by a decreasing level of exposure, followed by an important rise, reaching its peak at 1:30 p.m., and finally a decrease until 7 p.m. The effect size is in the order of 20 µg/m³ between the period with the higher and the lower concentration levels. The pattern of noise exposure is totally different. It starts with higher levels of noise at 8 a.m. and then diminishes until 2 p.m. at its lowest level. A new increase starts at 4 p.m. and seems to end at 7 p.m. These variations follow a typical road traffic pattern with first rush hours in the morning, and a second one at the end of the afternoon. Again, the size of the effect is far from negligible, with a difference of almost 2 dB(A) between the noisiest and quietest periods.

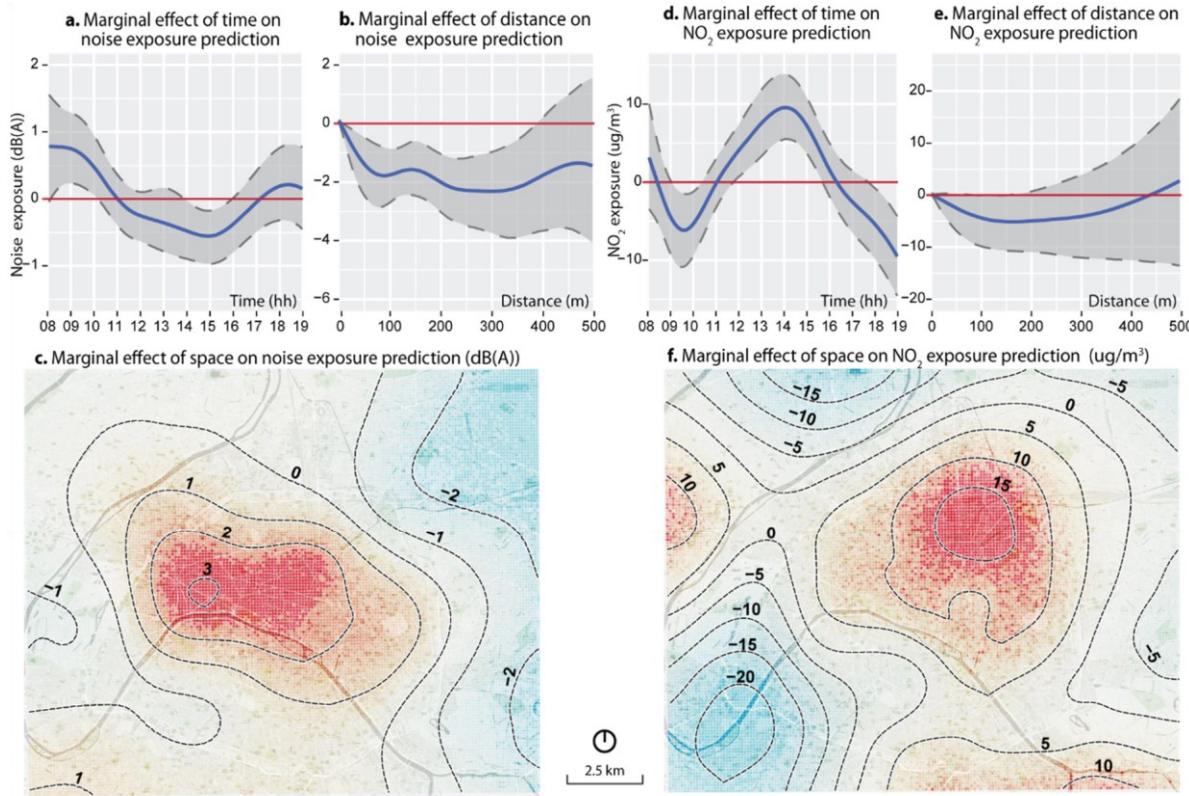


Figure 4.5 Marginal effects of model's nonlinear terms.

Note: These maps show the splines on the geographic coordinates introduced in the model. They do not represent a concentration map for the NO₂ or noise. These spatial and temporal trends are valid only for the data collection period; they cannot be generalized over the whole year. (a) Marginal effect of time on noise exposure prediction; (b) Marginal effect of distance on noise exposure prediction; (c) Marginal effect of space on noise exposure prediction (dB(A)) (d) Marginal effect of time on NO₂ exposure prediction; (e) Marginal effect of distance on NO₂ exposure prediction; (f) Marginal effect of space on NO₂ exposure prediction ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Finally, nonlinear spatial terms were introduced to control for the systematic spatial background variation of the two pollutions. They are mapped in Figure 4.5 c,f. These maps represent the continuous functions (splines) adjusted by the model. We thus display them with a higher resolution (100 m) than the sampling resolution because of this continuous nature. Both effects are significant, with differences greater than 5 dB(A) between places with the highest and lowest levels of noise exposure, and a difference of more than 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO₂ exposure. The central areas, north of the Seine River, are characterized by systematically higher levels of noise and NO₂ exposure in comparison to peripheral areas. The spatial trend of NO₂ shares some similarities with the annual NO₂ concentration map proposed by AirParif in 2017 [45]. For noise, the resemblance is less pronounced, however, on both maps, lower values of noise are discernible in the Northeast, and higher values in the 1st, 2nd, and 8th arrondissements (the principal hotspot of our spatial trend) [46]. These two spatial splines must not be interpreted as noise or air pollution concentration maps since they represent the spatial effect after controlling all the other parameters introduced in the model. They can be interpreted as a form of background pollution and are only valid for the period of the data collection, and thus must be interpreted with caution.

The main purpose of these factors in our model is to control for variation in multi-exposure not explained by the micro-scale environment and thus to obtain reliable estimates for parameters of the latter.

4.4.3 Micro-Scale Environment Effects

Overall, the exposure to NO₂ seems to depend less on micro-environmental characteristics than noise (Table 4.4) because all the coefficients except temperature have 0 in their posterior credible interval (95%). The effects are relatively weak for most of the variables. Cycling on a pedestrian street rather than a primary road could lead to a reduction of 5.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of the NO₂ exposure and

cycling in a low-speed zone $1.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The canyon shape of the street seems to have little impact because of increasing the visibility of the sky by 30% would result in a reduction of NO_2 exposure of $2.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The presence of cycling infrastructure does not show any strong effect, but the exposure to NO_2 seems to be a little bit higher on lanes shared with buses ($0.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The number of intersections crossed, the slope of the segment, and the density of industrial land use tend to increase the exposure to NO_2 slightly, by, respectively, 0.20 (for each supplementary intersection), 0.36 (for each point of percentage of slope), and $0.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (for each point of percentage of density). Unsurprisingly, the wind speed tends to reduce the NO_2 by $0.99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for each km/h. The distance between cycling infrastructure and the nearest main street has a moderate impact on NO_2 exposure (Figure 5e). Increasing this distance could reduce the cyclists' exposure to almost $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ after 100 m and the effect is not more significant after 200 m.

For noise exposure, the meteorological factors have almost no impact. For the street canyon, the model indicates that an increase of 30% of the visible sky would increase the mean noise exposure by 0.6 dB(A), suggesting that wider and more open streets are noisier. Compared to a primary street, spending 1 min on a secondary street could reduce noise exposure by 0.98 dB(A), 1.88 dB(A) for a tertiary street, 4.08 dB(A) for a residential street, 2.72 for a pedestrian street, and 1.45 dB(A) for a cycleway. Cycling on a cycle lane and on a shared cycle lane with buses tends to increase noise exposure by 0.40 and 0.52 dB(A), respectively. Opposite lanes tend to reduce cyclists' exposure by 0.63 dB(A), probably because they are usually installed on minor streets. Again, low-speed zones tend to reduce cyclists' exposure (-0.58 dB(A)), and industrial activity density tends to increase cyclists' exposure (+0.01 dB(A) for each percentage). The slope and the number of intersections encountered have a small impact on noise exposure (respectively +0.04 dB(A) and +0.03 dB(A)). Finally, the distance between cycling infrastructure and the nearest main street has a strong effect on noise exposure. A distance of 100 m could reduce the exposure to noise by almost 2 dB(A), and a weaker reduction can still be observed until 300 m (approximately 2.5 dB(A)).

4.5 Discussion and Limits

The main objective of this research was to investigate the impact of the micro-scale environment on cyclist' exposure to NO₂ and noise in Paris. To assess it, we realized an extensive mobile data collection and used low-cost sensors to collect data with a high space-time resolution in a high diversity of environments. Since the primary interest in this study is the role of the micro-scale environment, we used a regression model designed to remove the effect of the background pollution (random effects and nonlinear terms), temporal autocorrelation (MA2 term), and sensors' bias. The final model displays a good quality of fit, which supports the theoretical framework proposed.

4.5.1 O₃ Cofounding

A comprehensive assessment of the reliability of the Aeroqual Serie 500 NO₂ sensor is beyond the scope of this study, however, we would like to highlight some interesting results. We found that the temporal pattern of NO₂ exposure does not fit the traffic rush hours as expected from a pollutant essentially emitted by road traffic. This could be attributed to the cross-sensitivity of the sensor to O₃ (as discussed in Section 4.3). To investigate this result, we asked AirParif to share the data collected by their static monitoring stations during the duration of our data collection in September 2017. Figure 6a shows the daily temporal trends of NO₂ concentration for each station when controlling the day of the data collection with a generalized additive model. The impact of rush hour is clearly visible between 6 a.m. and 8 a.m. and 4 p.m. and 8 p.m. We repeated the same analysis for O₃ (Figure 4.6 b) concentration and the sum of O₃ and NO₂ (Figure 4.6 c). The results suggest that the temporal spline for NO₂ exposure in our model control specifically for the background O₃ concentration. Indeed, the splines of Figures 5d and 6b have a very similar shape and effect size (in the order of 20 µg/m³). This indicates that, in our data, daily NO₂ variations caused by rush hour traffic is masked by the more pronounced temporal trend of O₃. Let us recall that we directly collected data on cyclists' exposures on the street, which differ fundamentally from regional concentration assessed by static monitoring stations. Consequently, it is not surprising to observe different trends for these two types of data.

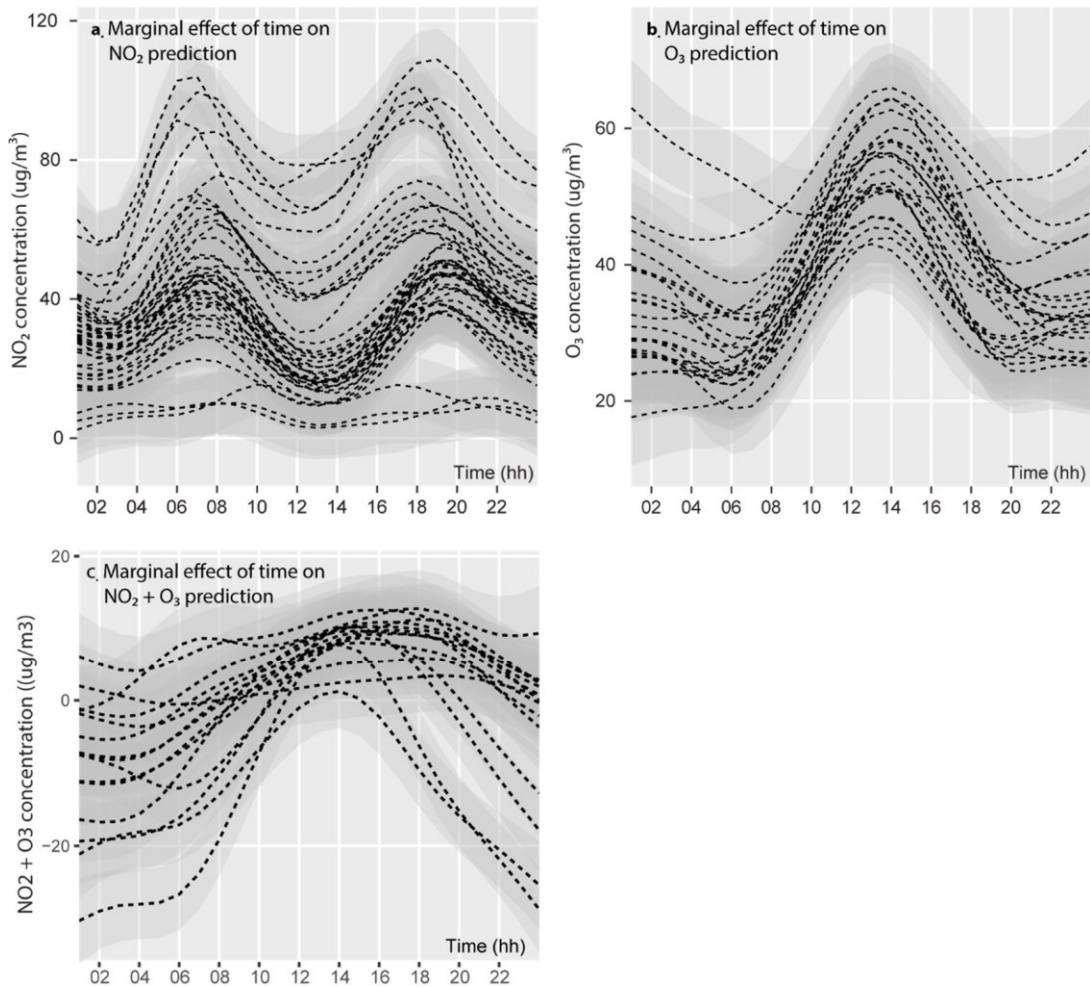


Figure 4.6 Modelled temporal trends of NO₂ and O₃ from AirParif monitoring stations for September 2017.

(a) Marginal effect of time on NO₂ prediction; (b) Marginal effect of time on O₃ prediction; (c) Marginal effect of time on NO₂ + O₃ prediction

Of course, in a perfect world, a data collection using NO₂ sensors sensitive to O₃ should include an O₃ sensor to control and deduct its concentration from NO₂ as recommended by Lin et al. [60]. However, when these sensors are not available, our results suggest that the O₃ effect could be accounted for by controlling for the time of day. The intercept has a similar regulatory role in the model. It has a high value (128 µg/m³) because it captures a significant portion of the systematic overestimation of NO₂ from the low-cost sensors. This is especially relevant in the context of monitoring with low-cost sensors because O₃ is a secondary pollutant produced when two primary

pollutants react in sunlight and thus has a weak spatial variation. As a consequence, O₃ is rarely a primary interest in mobile monitoring and being able to adjust the analysis without investing in supplementary sensors could reduce the costs of such data collections. However, this result needs further investigation to determine if it holds true in other contexts.

4.5.2 5.2. Study Limitations

Some limitations of this study must be presented. First, our mobile data collection only covers a small temporal window and, thus, provides no information about seasonal variations of air and noise pollution exposure. It is likely that data collected during another period of the year would have yielded different results in terms of exposure. However, the direction and strength of the relations identified by the model would have probably remained similar. Second, for air pollution exposure, we only measured NO₂ but cyclists are also exposed to other air pollutants with different behaviors like particulate matter (PM_{2.5}, PM₁₀, black carbon, etc.). The design of the study could be replicated with additional sensors to investigate these other exposures. Third, the model presented is a Bayesian model and, therefore, influenced by the definition of the priors (presented in Supplementary Material S1). At present, we do not have enough knowledge to define informative priors, so we decided to use weakly informative and conservative priors, which might temper the results. Finally, the measured NO₂ concentration exposures probably overestimate the real exposure of cyclists in Paris because of the low-cost sensors' known limitation. As a consequence, it is difficult to determine if the cyclists' exposure levels in Paris are worrisome for health with our data. However, the statistical analysis permitted to filter out the main bias and to determine the relative effect of the environment characteristics on cyclists' exposure which is the main purpose and contribution of this study.

4.5.3 Implications for Planning

The weak correlation between noise and NO₂ exposure and the need to use different distributions to model them are explained by the diverse nature of these two types of pollution. Noise is an energy with an instantaneous dispersion and NO₂ is a gas that can accumulate over time. In the same way, the results suggest that NO₂ exposure is more influenced than noise by background

and structural factors and, consequently, that noise is more influenced by micro-environmental characteristics.

The first consequence of this observation is that it will be more difficult to adapt planning practices to reduce cyclists' exposure to NO₂. Indeed, the factors that a planner controls (such as the type of street, vegetation, the type of cycling infrastructure, etc.) have weak effects, in the order of 0–5 µg/m³. In contrast, for noise exposure, these factors have stronger impacts: in the order of 0.5–3 dB(A). The good news is that the effects of the micro-scale environment tend to go in the same direction for noise and NO₂. Our results indicate that cyclists are more exposed to NO₂ and noise when they are close to industrial activities, when they ride on primary roads and lanes shared with buses. In the same way, itineraries minimizing the number of intersections and riding uphill can reduce cyclists' exposure, probably because high variation in traffic speed and uphill increases motor emissions of noise and NO₂. Conversely, smaller streets, low-speed zones, and distance from main streets tend to reduce cyclists' exposure to air and noise pollution. Moreover, if we consider the spatial trends identified, it seems that the south of Paris (below the Seine river) is less marked by both types of pollution. Thus, East–West cycling infrastructure could be prioritized in this area. With regard to this last statement, it would be necessary to repeat the study at different periods of the year to ensure that spatial trends remain similar.

Consequently, the results demonstrate that it is possible to achieve a substantial reduction in cyclists' multi-exposure by adopting new practices that include air and noise pollution dimensions in the planning of cycling infrastructure. Therefore, the development of new cycling infrastructure will reduce the current situation of transport inequity and, at the same time, encourage the use of bicycles for more sustainable cities.

4.5.4 Conclusions

The traditional monitoring networks are not designed to answer questions about exposures at the micro-environment scale. The mobile data collection using low-cost sensors has proven to be an interesting complementary tool, but the obtained data must be analyzed with specific statistical techniques to overcome their limitations. The growing accessibility of free data analysis software and packages makes it more and more accessible. The approach we proposed seems to produce

interesting results that might be directly implemented in cycling infrastructure planning. However, this methodology must be subject to further research and should be tested in different cities. This replication work will assess the validity of the methodology and test how much the results presented are specific to Paris or could be generalized in different urban contexts.

Supplementary Materials:

The following are available online at <http://www.mdpi.com/2073-4433/11/4/422/s1>, S1: Model priors, S2: Calculation of urban morphological indexes, S3: Posterior distributions, S4: Graphical posterior predictive checks.

Author Contributions:

Conceptualization, J.G. and P.A.; Methodology and statistical analyses, J.G. and P.A.; writing—original draft preparation, J.G. and P.A.; writing—review and editing, J.G. and P.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding:

This research was funded by the Canada Research Chair in Environmental Equity (950-230813) and the Fond de Recherche Société et Culture Québec.

Acknowledgments:

The authors would like to thank the three anonymous reviewers for their careful reading of our manuscript and their many insightful comments and suggestions. The authors are grateful for the data complementary provided by BruitParif and AirParif.

Conflicts of Interest:

The authors declare no conflict of interest.

References

1. Eriksson, C.; Pershagen, G.; Nilsson, M. *Biological Mechanisms Related to Cardiovascular and Metabolic Effects by Environmental Noise*; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2018.
2. Basner, M.; Babisch, W.; Davis, A.; Brink, M.; Clark, C.; Janssen, S.; Stansfeld, S. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *Lancet* **2014**, *383*, 1325–1332.
3. World Health Organization. *Environmental Noise Guidelines for the European Region*; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2018.
4. Brown, A.L.; Van Kamp, I. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review of transport noise interventions and their impacts on health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2017**, *14*, 873.
5. Guski, R.; Schreckenberg, D.; Schuemer, R. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and annoyance. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2017**, *14*, 1539.
6. Kampa, M.; Castanas, E. Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* **2008**, *151*, 362–367.
7. World Health Organization. Ambient (Outdoor) Air Quality and Health. Available online: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/> (accessed on 28 November 2017).
8. de Nazelle, A.; Bode, O.; Orjuela, J.P. Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. *Environ. Int.* **2017**, *99*, 151–160.
9. Cepeda, M.; Schoufour, J.; Freak-Poli, R.; Koolhaas, C.M.; Dhana, K.; Bramer, W.M.; Franco, O.H. Levels of ambient air pollution according to mode of transport: A systematic review. *Lancet Public Health* **2017**, *2*, e23–e34.

10. Okokon, E.O.; Yli-Tuomi, T.; Turunen, A.W.; Taimisto, P.; Pennanen, A.; Vouitsis, I.; Samaras, Z.; Voogt, M.; Keuken, M.; Lanki, T. Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Environ. Res.* **2017**, *154*, 181–189.
11. Apparicio, P.; Gelb, J.; Carrier, M.; Mathieu, M.E.; Kingham, S. Exposure to noise and air pollution by mode of transportation during rush hours in Montreal. *J. Transp. Geogr.* **2018**, *70*, 182–192.
12. Observatoire des déplacements à Paris. Le bilan des Déplacements en 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 à Paris; Marie de Paris: Paris, France, 2017.
13. Gössling, S. Urban transport justice. *J. Transp. Geogr.* **2016**, *54*, 1–9.
14. Transport for London. Quietways. Available online: <https://tfl.gov.uk/modes/cycling/routes-and-maps/quietways> (accessed on 24 July 2019).
15. Künzli, N.; Kaiser, R.; Medina, S.; Studnicka, M.; Chanel, O.; Filliger, P.; Herry, M.; Horak, F.; Puybonnieux-Texier, V.; Quénel, P.; et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: A European assessment. *Lancet* **2000**, *356*, 795–801.
16. Praznocy, C. Les bénéfices et les risques de la pratique du vélo—Évaluation en Ile-de-France. *Pollut. Atmosphérique* **2012**, *4*, 57.
17. De Hartog, J.J.; Boogaard, H.; Nijland, H.; Hoek, G. Do the health benefits of cycling outweigh the risks? *Environ. Health Perspect.* **2010**, *118*, 1109–1116.
18. Dekoninck, L.; Botteldooren, D.; Int Panis, L. Using city-wide mobile noise assessments to estimate bicycle trip annual exposure to Black Carbon. *Environ. Int.* **2015**, *83*, 192–201.
19. Apparicio, P.; Carrier, M.; Gelb, J.; Séguin, A.-M.; Kingham, S. Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *J. Transp. Geogr.* **2016**, *57*, 63–69.

20. Hofman, J.; Samson, R.; Joosen, S.; Blust, R.; Lenaerts, S. Cyclist exposure to black carbon, ultrafine particles and heavy metals: An experimental study along two commuting routes near Antwerp, Belgium. *Environ. Res.* **2018**, *164*, 530–538.
21. Watkins, T. *Draft Roadmap for Next Generation Air Monitoring*; Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2013; Volume 2.
22. Snyder, E.G.; Watkins, T.H.; Solomon, P.A.; Thoma, E.D.; Williams, R.W.; Hagler, G.S.; Shelow, D.; Hindin, D.A.; Kilaru, V.J.; Preuss, P.W. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environ. Sci. Technol.* **2013**.
23. Morawska, L.; Thai, P.K.; Liu, X.; Asumadu-Sakyi, A.; Ayoko, G.; Bartonova, A.; Bedini, A.; Chai, F.; Christensen, B.; Dunbabin, M.; et al. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environ. Int.* **2018**, *116*, 286–299.
24. Available online: <https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox/evaluation-emerging-air-pollution-sensorperformance> (accessed on 24 January 2020).
25. Kumar, P.; Morawska, L.; Martani, C.; Biskos, G.; Neophytou, M.; Di Sabatino, S.; Bell, M.; Norford, L.; Britter, R. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ. Int.* **2015**, *75*, 199–205.
26. Hernández-Paniagua, I.Y.; Andraca-Ayala, G.L.; Diego-Ayala, U.; Ruiz-Suarez, L.G.; Zavala-Reyes, J.C.; Cid-Juárez, S.; Torre-Bouscoulet, L.; Gochicoa-Rangel, L.; Rosas-Pérez, I.; Jazcilevich, A. Personal exposure to PM_{2.5} in the megacity of Mexico: A multi-mode transport study. *Atmosphere* **2018**, *9*, 57.
27. Mueller, N.; Rojas-Rueda, D.; Cole-Hunter, T.; De Nazelle, A.; Dons, E.; Gerike, R.; Goetschi, T.; Panis, L.I.; Kahlmeier, S.; Nieuwenhuijsen, M. Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Prev. Med.* **2015**, *76*, 103–114.
28. Farrell, W.J.; Weichenthal, S.; Goldberg, M.; Hatzopoulou, M. Evaluating air pollution exposures across cycling infrastructure types: Implications for facility design. *J. Transp. Land Use* **2015**, *8*, 131–149.

29. Lonati, G.; Ozgen, S.; Ripamonti, G.; Signorini, S. Variability of black carbon and ultrafine particle concentration on urban bike routes in a mid-sized city in the Po Valley (Northern Italy). *Atmosphere* **2017**, *8*, 40.
30. Lioy, P.; Weisel, C. Chapter 5—Exposure Science Research Design. In *Exposure Science*; Lioy, P., Weisel, C., Eds.; Academic Press: Oxford, UK, 2014.
31. Hoek, G.; Beelen, R.; De Hoogh, K.; Vienneau, D.; Gulliver, J.; Fischer, P.; Briggs, D. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos. Environ.* **2008**, *42*, 7561–7578.
32. Hatzopoulou, M.; Weichenthal, S.; Dugum, H.; Pickett, G.; Miranda-Moreno, L.; Kulka, R.; Andersen, R.; Goldberg, M. The impact of traffic volume, composition, and road geometry on personal air pollution exposures among cyclists in Montreal, Canada. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* **2013**, *23*, 46.
33. Hankey, S.; Marshall, J.D. On-bicycle exposure to particulate air pollution: Particle number, black carbon, PM_{2.5}, and particle size. *Atmos. Environ.* **2015**, *122*, 65–73.
34. MacNaughton, P.; Melly, S.; Vallarino, J.; Adamkiewicz, G.; Spengler, J.D. Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Sci. Total. Environ.* **2014**, *490*, 37–43.
35. Bigazzi, A.Y.; Figlioza, M. Roadway determinants of bicyclist exposure to volatile organic compounds and carbon monoxide. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2015**, *41*, 13–23.
36. Minet, L.; Liu, R.; Valois, M.-F.; Xu, J.; Weichenthal, S.; Hatzopoulou, M. Development and Comparison of Air Pollution Exposure Surfaces Derived from On-Road Mobile Monitoring and Short-Term Stationary Sidewalk Measurements. *Environ. Sci. Technol.* **2018**, *52*, 3512–3519.
37. Minet, L.; Stokes, J.; Scott, J.; Xu, J.; Weichenthal, S.; Hatzopoulou, M. Should traffic-related air pollution and noise be considered when designing urban bicycle networks? *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2018**, *65*, 736–749.

38. Salmond, J.A.; Williams, D.E.; Laing, G.; Kingham, S.; Dirks, K.; Longley, I.; Henshaw, G.S. The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon. *Sci. Total. Environ.* **2013**, *443*, 287–298.
39. Jereb, B.; Batkovic, T.; Herman, L.; Šipek, G.; Kovše, Š.; Gregoric, A.; Mocnik, G. Exposure to black carbon during bicycle commuting—alternative route selection. *Atmosphere* **2018**, *9*, 21.
40. Dekoninck, L.; Botteldooren, D.; Int Panis, L. An instantaneous spatiotemporal model to predict a bicyclist's Black Carbon exposure based on mobile noise measurements. *Atmos. Environ.* **2013**, *79*, 623–631.
41. Van den Bossche, J.; De Baets, B.; Verwaeren, J.; Botteldooren, D.; Theunis, J. Development and evaluation of land use regression models for black carbon based on bicycle and pedestrian measurements in the urban environment. *Environ. Model. Softw.* **2018**, *99*, 58–69.
42. Gaboriau, P. Les trois âges du vélo en France. *Vingtième Siècle. Revue d'histoire* **1991**, 17–33.
43. Pucher, J.; Buehler, R.; Seinen, M. Bicycling renaissance in North America? An update and re-appraisal of cycling trends and policies. *Transp. Res. Part A Policy Pr.* **2011**, *45*, 451–475.
44. Courel, J.; Riou, D.; Gouvernal, É. Le Vélo Retrouve sa Place Parmi les Mobilités du Quotidien. In *Note Rapide*; Institut d'aménagement et d'urbanisme d'Île de France: Paris, France, 2014.
45. AirParif. *Bilan de la Qualité de l'air Années 2017*; AirParif: Paris, France, 2018.
46. BruitParif. Impacts Sanitaires du Bruit des Transports dans la Zone Dense de la Région Ile-de-France; BruitParif: Saint-Denis, France, 2019.
47. Van den Bossche, J.; Peters, J.; Verwaeren, J.; Botteldooren, D.; Theunis, J.; De Baets, B. Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based on an extensive dataset. *Atmos. Environ.* **2015**, *105*, 148–161.

48. Kaur, S.; Nieuwenhuijsen, M.J.; Colvile, R.N. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmos. Environ.* **2007**, *41*, 4781–4810.
49. Marshall, J.D.; Nethery, E.; Brauer, M. Within-urban variability in ambient air pollution: Comparison of estimation methods. *Atmos. Environ.* **2008**, *42*, 1359–1369.
50. Mead, M.I.; Popoola, O.; Stewart, G.B.; Landshoff, P.; Calleja, M.; Hayes, M.; Baldovi, J.J.; McLeod, M.W.; Hodgson, T.F.; Dicks, J. The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in low-cost, high-density networks. *Atmos. Environ.* **2013**, *70*, 186–203.
51. Shi, Y.; Lau, K.K.L.; Ng, E. Developing Street-Level PM_{2.5} and PM₁₀ Land Use Regression Models in High-Density Hong Kong with Urban Morphological Factors. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50*, 8178–8187.
52. Steinle, S.; Reis, S.; Sabel, C.E. Quantifying human exposure to air pollution—Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment. *Sci. Total. Environ.* **2013**, *443*, 184–193.
53. Xie, S.; Zhang, Y.; Qi, L.; Tang, X. Spatial distribution of traffic-related pollutant concentrations in street canyons. *Atmos. Environ.* **2003**, *37*, 3213–3224.
54. de Nazelle, A.; Fruin, S.; Westerdahl, D.; Martinez, D.; Ripoll, A.; Kubesch, N.; Nieuwenhuijsen, M. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. *Atmos. Environ.* **2012**, *59*, 151–159.
55. Zuurbier, M.; Hoek, G.; Oldenwening, M.; Linters, V.; Meliefste, K.; Van Den Hazel, P.; Brunekreef, B. Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type, and route. *Environ. Health Perspect.* **2010**, *118*, 783–789.
56. Hatzopoulou, M.; Valois, M.F.; Levy, I.; Mihele, C.; Lu, G.; Bagg, S.; Minet, L.; Brook, J. Robustness of Land-Use Regression Models Developed from Mobile Air Pollutant Measurements. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, *51*, 3938–3947.

57. Gelb, J.; Apparicio, P. Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. *Appl. Acoust.* **2019**, *148*, 332–343.
58. Dons, E.; Temmerman, P.; Van Poppel, M.; Bellemans, T.; Wets, G.; Int Panis, L. Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. *Sci. Total. Environ.* **2013**, *447*, 72–79.
59. Jason, T. The Challenges with Electrochemical NO₂ Sensors in Outdoor Air Monitoring. Available online: <https://www.aeroqual.com/challenges-electrochemical-no2-sensors-outdoor-air-monitoring> (accessed on 24 January 2020).
60. Lin, C.; Gillespie, J.; Schuder, M.; Duberstein, W.; Beverland, I.; Heal, M. Evaluation and calibration of Aeroqual series 500 portable gas sensors for accurate measurement of ambient ozone and nitrogen dioxide. *Atmos. Environ.* **2015**, *100*, 111–116.
61. Minet, L.; Gehr, R.; Hatzopoulou, M. Capturing the sensitivity of land-use regression models to short-term mobile monitoring campaigns using air pollution micro-sensors. *Environ. Pollut.* **2017**, *230*, 280–290.
62. Delgado-Saborit, J.M. Use of real-time sensors to characterise human exposures to combustion related pollutants. *J. Environ. Monit.* **2012**, *14*, 1824–1837.
63. Deville Cavellin, L.; Weichenthal, S.; Tack, R.; Ragettli, M.S.; Smargiassi, A.; Hatzopoulou, M. Investigating the use of portable air pollution sensors to capture the spatial variability of traffic-related air pollution. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50*, 313–320.
64. Huber, S.; Rust, C. Calculate travel time and distance with OpenStreetMap data using the Open Source Routing Machine (OSRM). *Stata J.* **2016**, *16*, 416–423.
65. Girres, J.-F.; Touya, G. Quality Assessment of the French OpenStreetMap Dataset. *Transactions in GIS* **2010**, *14*, 435–459.
66. Brovelli, M.A.; Minghini, M.; Molinari, M.E. An automated GRASS-based procedure to assess the geometrical accuracy of the OpenStreetMap Paris road network. *ISPRS Int. Arch. Photogramm. Remote. Sens. Spat. Inf. Sci.* **2016**, XLI–B7.

67. Wood, S.N. *Generalized Additive Models: An Introduction with R.*; Chapman and Hall/CRC: Boca Raton, FL, USA, 2006.
68. Izenman, A.J. Multivariate Regression. In *Modern Multivariate Statistical Techniques: Regression, Classification, and Manifold Learning*; Izenman, A.J., Ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2008; pp. 159–194.
69. R Core Team. *R: A language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2019.
70. Bürkner,P.-C.AdvancedBayesianMultilevelModelingwiththeRpackageBrms. *arXiv***2017**, arXiv:1705.11123.
71. Carpenter, B.; Gelman, A.; Hoffman, M.D.; Lee, D.; Goodrich, B.; Betancourt, M.; Brubaker, M.; Guo, J.; Li, P.; Riddell, A. Stan: A probabilistic programming language. *J. Stat. Softw.* **2017**, 76.
72. Merritt, A.-S.; Georgellis, A.; Andersson, N.; Bedada, G.B.; Bellander, T.; Johansson, C. Personal exposure to black carbon in Stockholm, using different intra-urban transport modes. *Sci. Total. Environ.* **2019**, 674, 279–287.
73. Boogaard, H.; Borgman, F.; Kamminga, J.; Hoek, G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmos. Environ.* **2009**, 43, 4234–4242.
74. Davies, H.W.; Vlaanderen, J.; Henderson, S.; Brauer, M. Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. *Occup. Environ. Med.* **2009**, 66, 347–350.
75. Sueur, J.; Aubin, T.; Simonis, C. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* **2008**, 18, 213–226.
76. OpenStreetMap. Key: Highway. Available online: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Key:highway> (accessed on 24 January 2020).

CHAPITRE 5 : ARTICLE 4

Formulaire d'inclusion d'un article à la thèse de doctorat

Identification de l'étudiant

Nom, Prénom : Gelb, Jérémy

Description de l'article

Titre :	Cyclists' exposure to air and noise pollution, comparative approach in seven cities based on extensive data collections	
Nom des auteurs :	Jérémy Gelb et Philippe Apparicio	
Revue avec comité de lecture :	Transportation Research Interdisciplinary Perspectives	
État du cheminement :	<input type="checkbox"/> Publié <input type="checkbox"/> Sous presse <input type="checkbox"/> Accepté moyennant modifications <input checked="" type="checkbox"/> Soumis	date de soumission : 24 / 08 / 2021
Résumé*	<p>Cyclists' exposure to air and noise pollution is a growing field of study. A situation of transport injustice has been largely documented, showing that cyclists are more exposed than other road users to pollutions they do not produce themselves. Modeling cyclists' exposures became an important issue to understand how to reduce them and how to include that issue in planning. However, many gaps are currently characterizing the field of cyclists' exposure modeling studies: methodological discrepancy, few comparison analyses, cities in the Global South and noise exposure are both under-studied. This study fits in these gaps by proposing a comparative analysis of seven cities (Paris, Lyon, Copenhagen, Delhi, Mumbai, Montreal and Toronto) considering both noise and exposure to nitrogen dioxide (NO_2) and applying a uniform methodology allowing for comparison and generalization of the results. The built models are critically analyzed, and used to map cyclists' exposure. These maps of relative potential exposure provide interesting perspectives for planning at both the regional and local levels. We found a weak correlation between cyclists' exposure to environmental noise and NO_2. Noise depends more on characteristics of the micro-scale environment in which exposure occurs than NO_2. Thus, planning to reduce cyclists' exposure to noise can have significant effects. For NO_2, the micro-scale environment only has a significant impact in Mumbai and Delhi. However, our results suggest that it might be difficult to systematically combine</p>	

	several dimensions of the quality of a bicycle network such as straightness, connectivity, safety, and reduced air and noise exposure.
--	--

Contribution de chaque coauteur

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

Identification du coauteur	Description de la contribution
Jérémy Gelb	Principal chercheur : collecte des données, revue de la littérature, structuration des données, analyse statistique et spatiale, interprétation des résultats et rédaction de l'article
Philippe Apparicio (directeur)	Collecte des données, évaluation de la structure de l'article et des analyses, et révision de l'article

Référence complète de l'article

Gelb, Jérémy et Philippe Apparicio. 2021. « Cyclists' exposure to air and noise pollution, comparative approach in seven cities based on extensive data collections. » *soumis le 24/08/2021, Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*

Déclaration

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

Coauteur	Signature	Date
Jérémy Gelb		2021-09-02
Philippe Apparicio		2021-09-02

5.1 Introduction

The bicycle is a durable transportation mode. Promoting its use in cities has many benefits at the individual and collective levels more specifically: reduction in GES emissions, in environmental noise pollution, and in risks of road accidents and congestion; increase in physical activity and enhancement of health and well-being (Krizec, 2007; Oja et al., 2011). Moreover, the bicycle is an accessible and affordable transport mode with the capacity to reduce inequities in transport if the development of cycling infrastructure and transport policies follow this goal (Doran et al., 2021).

However, bicycling in cities can be risky. Because of their proximity to road traffic, the absence of a protective cabin, and their higher level of ventilation, cyclists are more vulnerable to road accidents (Vanparijs et al., 2015), and directly exposed to noise and air pollution (Cepeda et al., 2017; de Nazelle et al., 2017). This overexposure situation likely varies across cities because of several factors such as the ambient levels of air and noise pollutions, the presence and design of bicycle infrastructure, the characteristics of road traffic or the place of the bicycle in the transport system and in society (Boogaard et al., 2009; Brand et al., 2019; Okokon et al., 2017).

Therefore, while the bicycle renaissance (Pucher and Buehler, 2012) is a reality in the cities in the global North, the situations are contrasted in these cities. As an illustrative example, a cyclist riding in Copenhagen will have an experience poles apart from a cyclist riding in Montreal. In Copenhagen, the population density is quite high and almost 50% of trips to work or school are made by bicycle. The cycle network is based on the will to separate cars and cyclists, and the bicycle culture is deeply rooted in society. In Montreal, the population density is lower but the car is by far the dominating mode, and the developing bicycle network is still marked by a lack of connectivity. This type of contrast is even stronger in cities in the global South, often characterized by higher levels of pollution and a particular place occupied by the bicycle in society. Again, as an example, in India, air pollution was responsible for 1.087 million deaths in 2016 (WHO, 2021). The annual average level of PM_{2.5} concentration was 68 µg/m³ in urban areas (11 µg/m³ in Copenhagen and 7 µg/m³ in Montréal during the same period) with peaks above 100 µg/m³ in major cities like Delhi or Mumbai (Montreal City, 2016; WHO, 2016). In many cities of the global South, bicycle infrastructure are practically non-existent and the cyclists must drive among road traffic. The consolidation of a middle class in these cities leads to an increase in car ownership

and directly in road traffic, and to the neglect of the bicycle reserved for the poorest (captive cyclists) (Tiwari et al., 2016). In Mumbai, Rastogi (2010) observed that higher income and social class is associated with a higher resistance to a modal shift for active travel mode. In parallel, Anantharaman (2017) noted that the wealthiest population are appropriating the bicycle as a means of transport and distinguish themselves from captive cyclists by buying an expensive and specialized gear, and justify this modal choice because of its sustainable character.

5.1.1 Literature on cyclists' exposure

This study contributes to the literature on cyclists' exposure to air and noise pollutions which has been recently reviewed by Gelb and Apparicio (2021). More specifically, it falls within the field of study on the modelling of cyclists' exposure which attempts to answer the question: "How can we predict cyclists' exposure to air and noise pollutions and which factors contribute to that exposure?". The strong methodological discrepancies within this field of study (measured pollutants, sensors utilized, methods of data collection and analysis, considered variables, etc.) prevent direct comparison of results between studies and limit the building of a consensus. Three more gaps have been identified by Gelb and Apparicio (2021): the small number of studies on Global South cities, the lack of simultaneous studies on noise and air pollution exposure, and the tendency to study only one city in most of the articles. This article aims to shed some light on these gaps by proposing a comparative study on cyclists' exposure to air and noise pollution in seven cities in the Norths and Souths: Montreal and Toronto (North America, Canada), Paris and Lyon (Europe, France), Copenhagen (Europe, Denmark), Delhi and Mumbai (East-Asia, India).

More precisely, the goal of this paper is to study cyclists' multiexposure to air and noise pollution in terms of planning. The research questions are: To what extent can the urban environment explain cyclists' exposure to environmental noise and air pollution? Do we observe the same relationships from one city to another? What conclusion can we draw for better bicycle planning?

5.1.2 Conceptual framework

We propose here to apply the conceptual framework developed by Gelb and Apparicio (2020). The cyclists' multiexposure to air and noise pollutions is operationalized by the measurement of NO₂ concentration and noise level (dB(A)). To describe the environment in which the measurements are done, we use the concept of micro-scale-environment. This concept is close to the traditional concept of micro-environment, but insists on the geographical dimension on the micro-scale, while the micro-environment is used to refer to a place or an activity (house, car trip, workplace, etc.).

We identify five factors with a potential impact on exposure to noise and NO₂:

- The characteristics of the micro-scale-environment such as the type of road, the cyclist's speed, the slope, the shape of the street (canyon like), the density of vegetation, etc.
- The background pollution following specific temporal and spatial patterns in each city
- The meteorological conditions like temperature humidity, sunlight, wind speed, and wind direction
- The sensors used because despite their calibration, each sensor is still characterized by its own bias and sensitivity.
- The temporal autocorrelation, i.e. two measurements closer in time are likely to be more similar than two measurements remote in time.

Only the first two factors are relevant for planning purposes. Indeed, planners can only take decisions or develop policies by considering these two factors.

5.2 Material and methods

5.2.1 Study area

As mentioned in the previous section, we propose a comparative analysis of cyclists' exposure to air and noise pollution in seven cities. We briefly present these cities here and justify their selection for this study. Considering the cost of data collection, it was not feasible to collect data in a higher number of cities. We decided to limit our study to three European cities, two North American cities, and two Indian cities. Copenhagen (Denmark) was selected because it is arguably the most

bicycle-friendly city in the world and represents a very favorable environment for a cyclist. Paris (France) was selected because of its size, urban form, and willingness to become more bicycle-friendly. Lyon (France) was selected because of its similarities with Paris, combined with the high levels of air pollution characterizing this city. We also selected Montreal because it represents a typical case of a North American city but also because it is the most bicycle-friendly city in North America. In the same vein, Toronto (Canada) was selected because of its common characteristics shared with Montreal and because the city is known to have a very intense road traffic coming from its periphery. Finally, Indian cities Delhi and Mumbai were selected because they are known for their high levels of air pollution and noise. Without any bicycle infrastructure, they were supposed to represent the worst type of environment for cyclists in terms of exposure. The idea of such pair selections was to facilitate comparisons between similar study areas.

5.2.1.1 Copenhagen

Copenhagen has 623,000 inhabitants, a density of 7000 inhabitants/km² and a relatively flat terrain. The city has been selected because it is considered to be one of the most cycle-friendly cities in the world. Almost 33% of all trips in Copenhagen are done by bicycle and the bicycle is deeply rooted in the local culture. Beyond the development of cycle infrastructure and policies to dissuade the use of the car in the city, Copenhagen adopted a policy of bicycle “banalization” early on to make it a normal and safe transport mode (Gössling, 2013). The bicycle network of Copenhagen is based on the principle of mode separation (Furth, 2012). Thus, it proposes many dedicated infrastructures to cyclists ranging from the bicycle highway for commuting, to cycle tracks between road and pavement in central districts. Figure 5.1 shows the organization of this network. The cycle paths are dominant outside the city and can be used for long trips without discontinuities. Some cycle paths follow major roads like Highway E-47 or Trunk 16. When approaching the denser central districts, the cycle paths are replaced by cycle tracks (on road cycle paths, on a different level or separated by bollards). Cycle lanes and shared roads are rare in the network. It is worth noting how much the network is well connected in comparison with the other cities in this study. It is possible to reach almost every location in the city by using almost exclusively bicycle infrastructure and encountering only a few discontinuities. Data was collected in 2018, on August 31 and September 1, and from September 3 to 6.

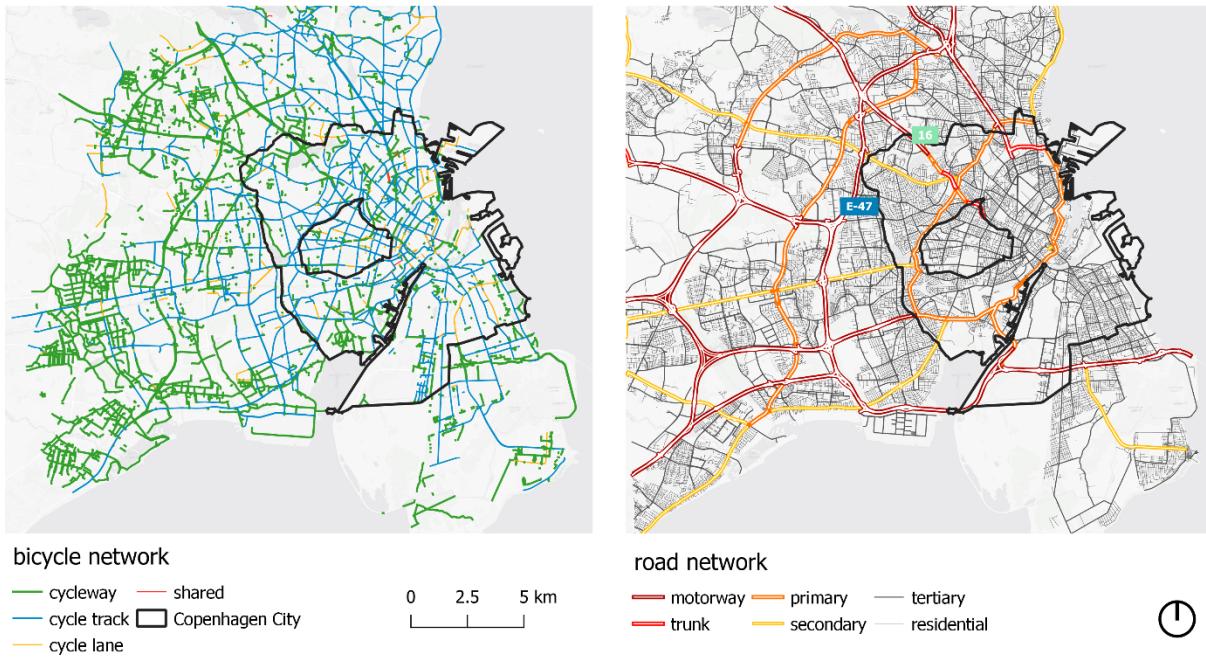


Figure 5.1 Copenhagen bicycle and road networks, 2018

5.2.1.2 Paris

Paris is the capital of France, with more than 2.175 million inhabitants and a density of 20,600 inhab/km² (intra-muros). This city has been selected because it is a large European city with a dense road traffic and a particular urban form (Haussmann's grand boulevards, Seine River crossing the city, peripheric boulevard, high density of population and buildings), and its rank in the classification of the 20 most bicycle-friendly cities (Copenhagenize eu Design Co, 2019) rose from 19th in 2013 to 8th in 2019. Like most cities in Europe, after the Second World War, the use of the bicycle dropped significantly in Paris because of the rise of the automobile facilitated by pro-automobile policies and planning (Gaboriau, 1991). It is only at the beginning of the 1980's that the bicycle regained in popularity and within a decade (2001-2010) the number of trips made daily by bicycle was multiplied by two and attained 650,000 trips in the central districts. This is partly due to an important development of the bicycle network during that period (Observatoire des déplacements à Paris, 2017), even if the bicycle remains a marginal transport mode in comparison

with transit and car. According to the INSEE, only 4% of Parisians used the bicycle to go to work in 2015 and mainly for trips shorter than 4 km. Transit is by far the most used transport mode in Paris intra-muros (INSEE, 2015). The data was collected in 2017, from September 4 to 7.

As shown in Figure 5.2, the Parisian bicycle network is shattered. We can observe an ensemble of coherent bicycle paths following the South section of the peripheric boulevard around the city centre. Beyond this limit, the connectivity of the cycling network depends mainly on cycle lanes (including one-way streets open to cyclists in both directions) and shared roads (shared bus corridors most of the time), imposing a direct proximity between cyclist and road traffic. One can note an imbalance between East and West with a higher density of infrastructure in the East.

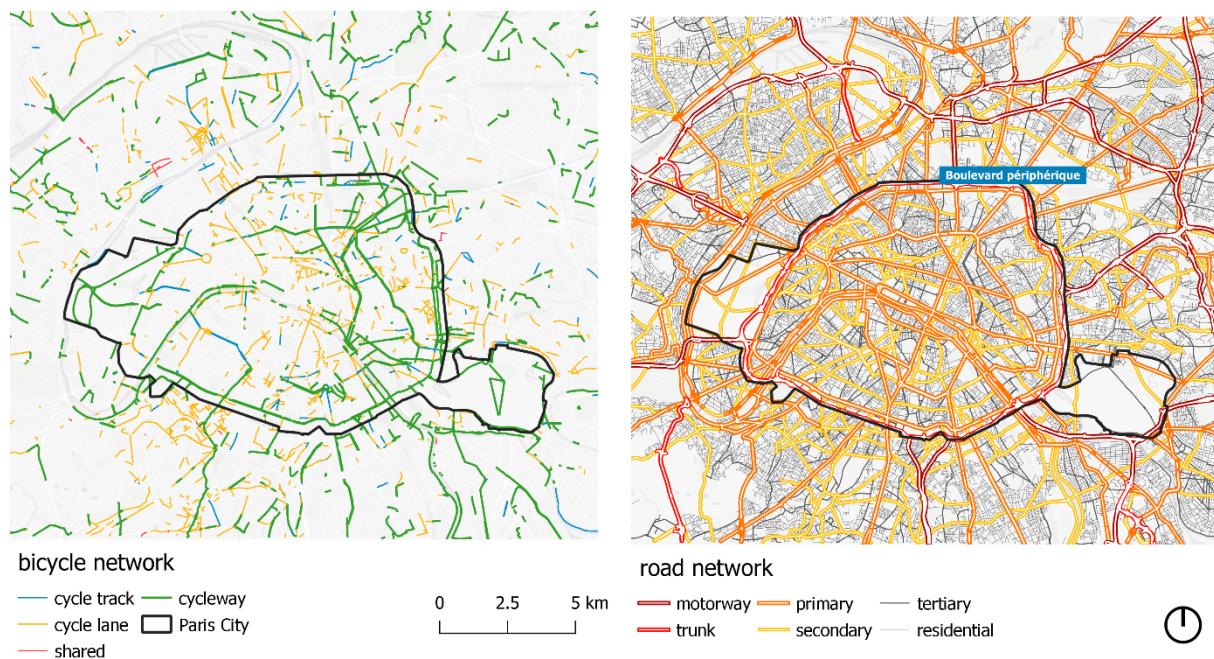


Figure 5.2 Paris bicycle and road networks, 2017

5.2.1.3 Lyon

Lyon is the third largest French city with more than 518,000 inhabitants in 2018 and a density of 10,800 inhab/km². Lyon is known to be a very polluted city in France; it is part of the territories

targeted by two pre-contentious procedures related to the European directive 2008/50/CE on air quality because of its high levels of NO₂ concentration. This situation can be explained by an important concentration of industrial activities and a topographical siting limiting the dispersion of air pollution. In parallel, Lyon experienced a rapid development of its bicycle network since 2005, growing from 25 km of cycle lanes to 244 km in 2019, and from 9 km of bicycle paths to 148 km in the same period (Métropole de Lyon, 2020). According to the INSEE, 8.8% of Lyon's inhabitants use the bicycle as their principal mode of transport to go to work in 2018 (INSEE, 2018). Lyon has been selected because of its similarity to Paris in terms of urban form (although less populated), its declared willingness to encourage bicycle use, and the potential conflict with high levels of air pollution. The data was collected in 2019, from February 25 to 28, and on March 1.

Like Paris, Lyon has a shattered bicycle network at the regional level (Figure 5.3). The main bicycle paths are East-West connections, and a North-South connection follows the Rhône River. Again, close to the city centre, the cycle lanes and shared roads are used to connect the fragments of the bicycle network and provide a relative connectivity in the central districts where they represent the majority of cycling infrastructure. In contrast, beyond the national road D383 delimiting approximately Lyon and Villeurbanne, the bicycle network is fragmentary and likely dedicated to recreational use. West of the Rhône Rive, the cycle network is almost nonexistent. It is worth mentioning that, in contrast with Paris, most of the bicycle paths do not follow main roads or highways.

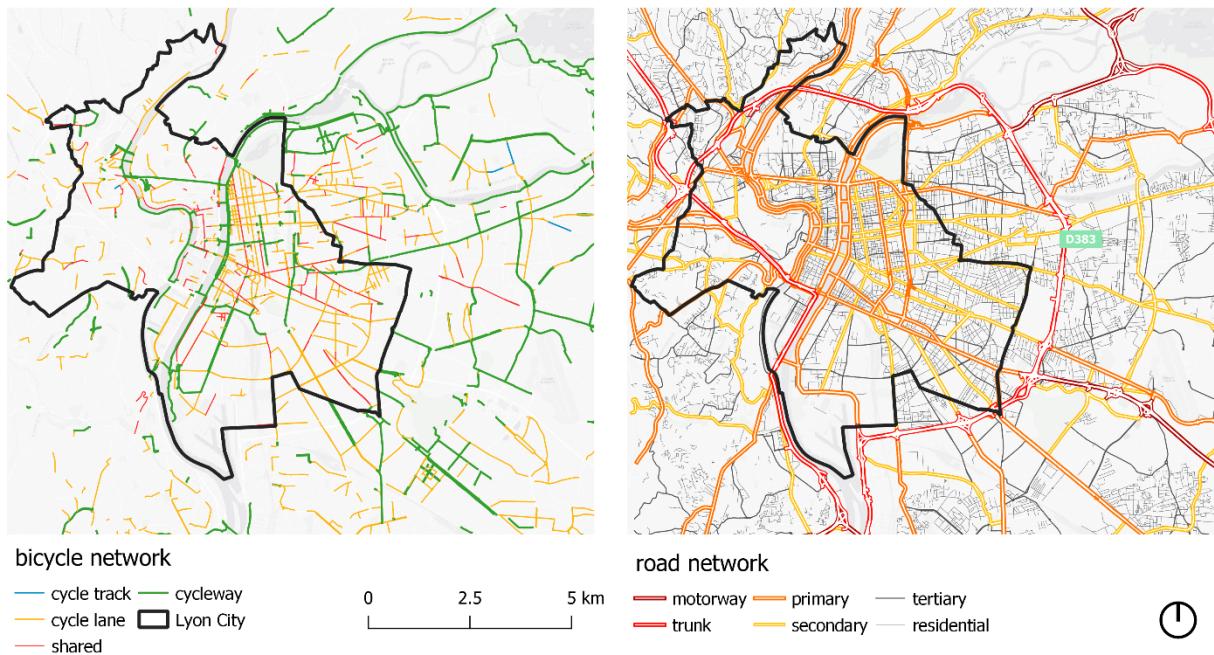


Figure 5.3 Lyon bicycle and road networks, 2019

5.2.1.4 Toronto

Toronto is the largest Canadian city with 2.9 million inhabitants and a density of 4,692 inhab/km². It is a typical big North American city organized around a Central Business District, crossed by large highways connecting the city and its suburbs, and following a gridded street plan. In 2011, only 2.1% of workers mainly used their bicycle to go to work. In 2016, this number increased to 2.7%, but the number of cyclists increased by 35.5% (Statistics Canada, 2017). Between 2005 and 2009, the total length of cycle lanes increased from 60 km to 120 km, and the total length of bicycle paths and multi-use paths increased from 280 to 370 km during the same period (Transportation Services of Toronto, 2021). Toronto has been selected to represent a classical example of a big North American city in terms of urban form, strongly car-oriented transport system, and a marginal place dedicated to the bicycle. This can be easily noticed in Figure 5.4. The shattered bicycle network is structured in the city centre by two main axes. The first follows the coast and the second is perpendicular to the first, close to the Don Valley Municipal Parkway.

These two main infrastructures follow major roads. In the central districts, a set of long cycle tracks form the backbone of the bicycle network. The first two are East-West connections along Adelaide Street and Bloor Street. The third is a North-South connection along University Avenue. Finally, many cycle lanes and shared roads provide a relative level of connectivity for the bicycle network in the central districts. The data was collected in 2019, on September 27 and between September 30 and October 2.

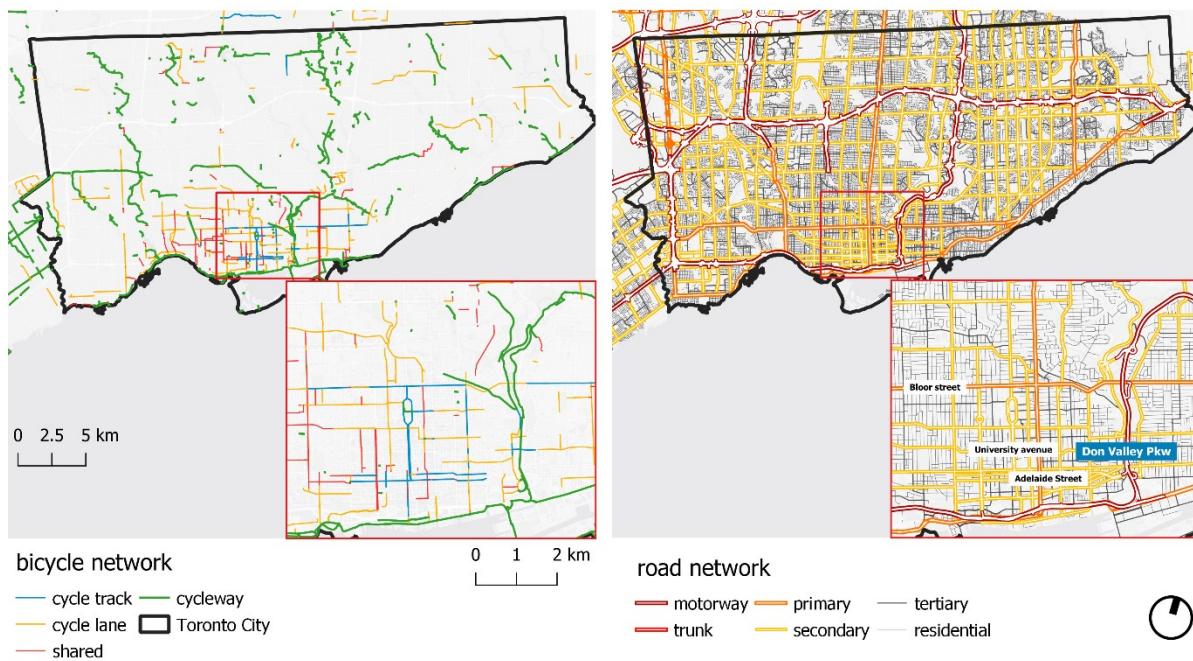


Figure 5.4 Toronto bicycle and road networks, 2019

5.2.1.5 Montreal

Montreal is the second-largest Canadian city with a population of 1.825 million inhabitants and a density of 5000 inhab/km². It has been selected for its similarity with Toronto in terms of urban form but also because it is one of the most bicycle-friendly North American cities. If we refer to the Copenhagenize index (Copenhagenize eu Design Co, 2019), Montreal was the North American city with the highest score in 2011, 2013, 2017, and 2019 (along with Vancouver). According to

Houde and al. (2018), the Montreal bicycle network experienced a first major expansion between 1991 and 2006, corresponding to the development of about 140 km of bicycle paths. After 2006, most of the new infrastructure are cycle lanes. In parallel, the number of cyclists and the use of the bicycle increased in the central districts. For the whole city, the number of workers using the bicycle as their main transport mode increased by 28% between 2011 and 2016, and the bicycle modal share increased from 3.1% to 3.6% during the same period (S. C. Statistics Canada, 2017). The data was collected in 2019, on June 12, from June 17 to 19, and on June 21.

The Montreal bicycle network (Figure 5.5) connects its two neighbouring cities, Laval and Longueuil, with a cycle infrastructure called the “voie verte” (green way). It crosses the central districts where the cycle network is fragmentary and mainly composed of cycle lanes and shared roads. Several North-South cycle paths and cycle tracks connect the central districts and the island extremities, for example along the Lachine Canal or Maisonneuve Street. Many bicycle paths along the coasts can also be seen as North-South connections but mainly have a recreational vocation. The bridges are essential segments in the overall network but are also exposure hot spots for cyclists because of the close proximity to important highways. The North-West and South-West sectors of the island are characterized by low levels of cycling infrastructure.

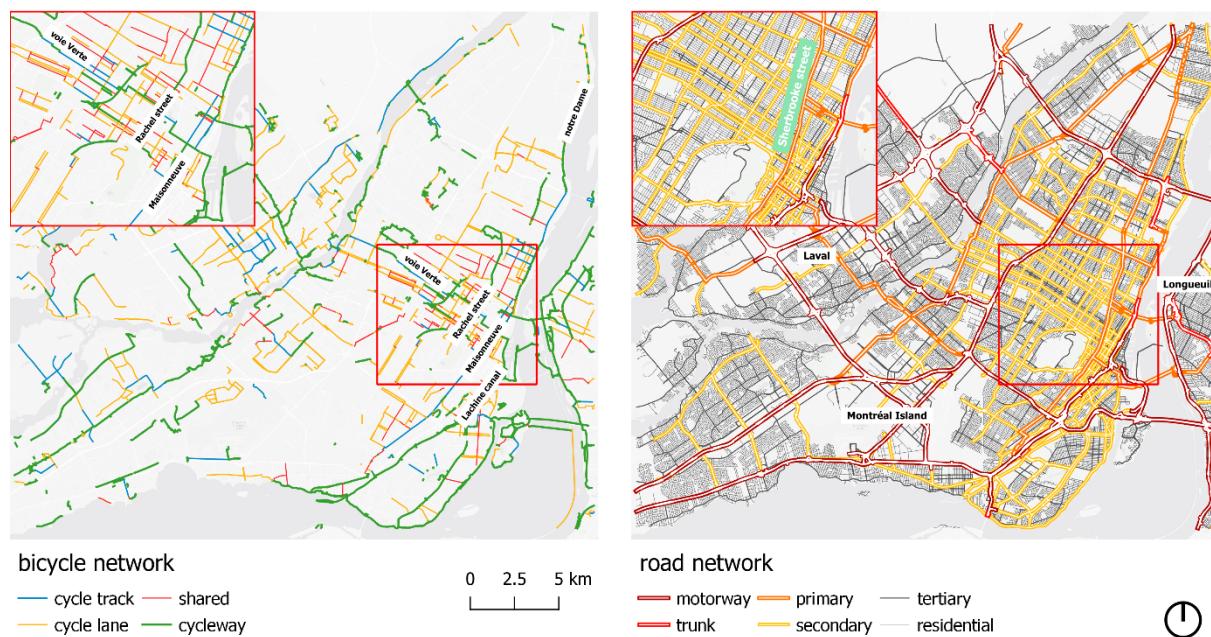


Figure 5.5 Montreal bicycle and road networks, 2019

5.2.1.6 Delhi

Delhi is a city and a union territory which includes New Delhi, the capital of India. It is the second-largest city in the country after Mumbai and would have more than 31 million inhabitants in 2021 according to the United Nations, and a density of more than 11,200 inhab/km². The rapid population growth experienced by the city for about a century has provoked its galloping sprawl in every direction (Dupont, 2017), the development of peripheral cities (Ghaziabad, Loni, Noida, etc.), and the emergence of unplanned sectors where 75% of its population resides (Joshi et al., 2021). Thus, the city has a polycentric structure characterized by contrasted development, equipment, and accessibility levels. This structure is also complex and organic. Five main highways surround the city and connect it to the rest of the country. The city centre, New Delhi, is organized by a network of straight main streets radiating from several central places like Connaught Place or the India Gate Park (Figure 5.6a). New Delhi is bordered to the East by the Yamuna River and to the West by the Central Ridge Reserve Forest. The network of residential streets forms small enclaves sometimes closed at certain times during the day to limit road traffic. Delhi has a metro but most of the public transport is provided by bus. The bicycle has been a popular transport mode, but increase in standard of living, motorization levels, and the supply of public transit have directly contributed to reducing the use of the bicycle (Jain and Tiwari, 2013). Today, there is only scarce cycling infrastructure in Delhi. Cyclists have to navigate within the important and congested road traffic leading to numerous accidents and their direct exposure to high levels of noise and air pollution (Tiwari et al., 2016). As an example, in 2002, if we compare the number of deaths on the road for active modes and cars, divided by their respective modal shares, we obtain a proportion four times higher for active modes (Thynell et al., 2010). The road traffic in Delhi has skyrocketed in the last decade because of the growing population, motorization, and policies largely in favour of a car-oriented city (Joshi et al., 2021). Thus, Delhi has been selected to represent a hostile environment for cyclists. The data was collected in 2018, on October 26 and 27, and between October 29 and 31.

5.2.1.7 Mumbai

Mumbai is the most populated city in India and one of its main economic centres concentrating an important tertiary activity industry with one of the higher levels of living standard in the country. According to the United Nations, the city would have more than 20.5 million inhabitants in 2021 and a density of 30,000 inhab/km². Like Delhi, Mumbai experienced a rapid demographic growth in the last four decades because of its economic attractiveness generating important migration flux from rural territories. This growth, combined with an economic boom at the end of the 1990's and the development of the public transit system (commuter trains, buses, and more recently a metro) generated a contrasting situation with a very dense city centre and satellite towns along the commuter train rails (Yu et al., 2021). Despite increasing motorization levels, a saturated public transit system and almost no policies to favour them, active transport modes still represent half of all the trips (Kandt, 2018; Tiwari, 2007). However, the number of trips done by bicycle declines every year and only limited projects have been deployed to encourage the use of the bicycle (Basu and Vasudevan, 2013), such as the installation of a shared bike service (YuluBike). Mumbai has been selected for its similarity to Delhi to allow for comparison in a similar hostile environment for cyclists (Figure 5.6b). The data was collected in 2019, on October 24, 25, and between October 28 and 30.

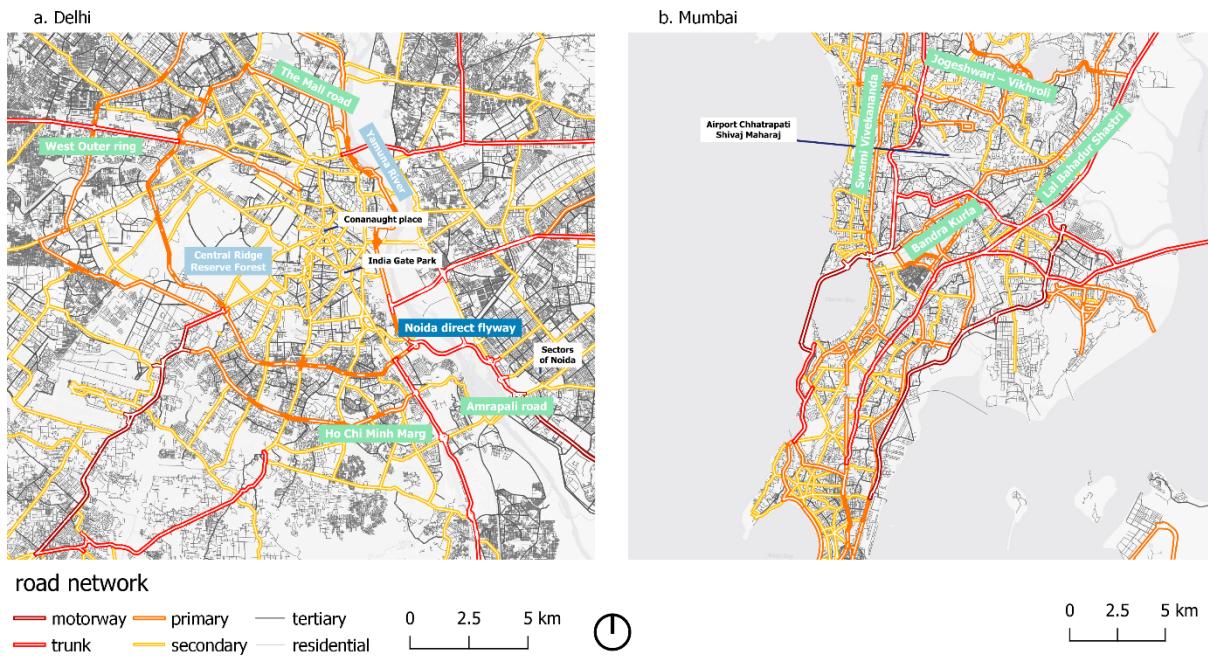


Figure 5.6 Delhi (2018) and Mumbai (2019) road networks

5.2.2 Data

5.2.2.1 Primary data

Data about cyclists' exposure to NO₂ and environmental noise was collected with the method described in the following articles (Apparicio and Gelb, 2020; Gelb and Apparicio, 2020, 2019). We only present the main aspects of the data collection here.

For each city, three to four participants (students and professor participating in the research project) collected data during four to five days. Each day, the participants had to travel between 80 and 100 km following a predefined tour. These tours were built before the data collection with the tools GoogleMaps and MyMaps and aimed to cover a large proportion of every road and street in the city, avoiding repetitions on the same segments (extensive approach). The goal was to cover between 1000 and 1200 km in each city.

The participants were equipped with four devices fixed to a panel at the front of the bike:

- A Triathlon GPS watch (Garmin 910 XT) recording the location of the cyclist every second.
- An action camera (Garmin Virb XE) recording a video of the trip and a second GPS track used if the watch encountered a dysfunction.
- An Aeroqual Series 500 Portable sensor (Aeroqual Limited, Auckland, New Zealand) recording nitrogen dioxide (NO_2) concentration, humidity ratio, and the ambient temperature every minute. According to the Aeroqual supplier's product information, the NO_2 sensor has the following characteristics: range (0–1 ppm), minimum detection (0.005 ppm), accuracy of factory calibration ($<\pm 0.02$ ppm 0–0.2 ppm; $<\pm 10\%$ 0.2–1 ppm), and resolution (0.001 ppm). The sensors were new or recalibrated by the fabricant before each data collection.
- A personal Noise Dose Meter Brüel and Kjaer (Type 4448, class 2, compliant with IEC 61252:2002 and ANSI S1.25:1991 standards), to measure environmental noise pressure with adjusted decibels (dB(A)) every minute: $L_{\text{Aeq}, \text{1min}}$. This device has the following characteristics, 3 dB exchange rate, sound level range certified between 65–140 and reliable down to 58 dB, accuracy of ± 2 dB. The sensor was calibrated every morning before data collection using the Sound Calibrator Type 4231 (calibration accuracy ± 0.2 dB).

5.2.2.2 Secondary data and data structuration

The road network in the OpenStreetMap (OSM) database offers for the cities studied a harmonized typology of road and cycling infrastructure to facilitate comparisons between cities in our context. We map-matched every point of the GPS tracks along the OSM network to represent the trips done by the participants. This step was done semi-automatically by using the OSRM map-matching tool (Luxen and Vetter, 2011), and then by validating the result with the frames extracted from the videos of the trips. After that operation, every point in the GPS tracks was associated with a segment in the OSM network, and thus road and cycling infrastructure types. These types were slightly modified to avoid having categories with a low number of observations. We aggregated all the subtypes “link” with their main type (primary and primary link), “residential” was merged with “living street” and “footway”, “pedestrian” and “path” were also merged. For cycling infrastructure types, we also simplified the categories to obtain only four types: “cycleway” for cycle infrastructure separated from the road, “cycle track” for cycle paths on the road, “cycle lane” for simple lanes on the road, and “shared” for shared roads.

The map-matched GPS tracks were then converted in one-minute segments to match the temporal resolution of the noise and NO₂ sensors. For each segment, we know the time spent on each road and cycling infrastructure type. We also calculated the Euclidean distance between each segment and the nearest major road (motorway, trunk or primary). Then, the primary data were added to the segments by using the timestamps. This data structuration process is a direct operationalization of the micro-scale-environment concept presented in the conceptual framework.

We also added hourly wind speed data obtained from the official fixed monitoring stations in each city considering its known impact on air pollution concentration.

Finally, we also added data on background concentration of NO₂ and O₃. Considering the potential impact of background air pollution on local concentrations and the known cross-sensibility of the NO₂ sensor (Thongplang, 2018), we collected the hourly concentration of NO₂ and O₃ during the data collections in each city. The project OpenAQ⁶ consolidates an important database of air pollution concentration measurements coming from multiple sources in a growing number of cities. We only retained data captured by governments and downloaded records for Lyon, Copenhagen, Delhi, and Mumbai. For Paris, Montreal, and Toronto, the data were extracted directly on the websites of AirParif (2021), City of Montreal (2021) and Ontario's Ministry of the Environment (2021). Considering that several stations were available for each city, the background values for each one-minute segment were calculated as the mean weighted by the inverse of the squared Euclidean distance to each station at the time of the measurement, to give more weight to closer stations.

5.3 Statistical analysis

To model cyclists' exposure to noise and NO₂, we propose to use generalized additive models including an autocorrelation parameter. This type of model addresses many issues related to the collected data and offers a great interpretability of the results. We built a separate model for each city because the volume of the data and the complexity of the models makes the estimation of one

⁶ <https://openaq.org>

full model impossible. To facilitate the comparison of the results across models, we scaled (centred and reduced) our independent variable.

More specifically, we model exposure levels to NO₂ and noise by using a Student T distribution. It is a Gaussian-like distribution with an extra parameter (v) controlling the weight if its tails and thus making it more robust to outliers. This makes this distribution very useful in our context where extreme values of exposure can be expected because of specific events (trucks passing, honking, use of a very quiet cycling path in a park, etc.).

Our models include a set of fixed linear terms:

- The time spent on each road type during a one-minute segment. These variables range from 0 to 1 (from 0 to 60 seconds) and their sum is always 1 for each observation. To avoid a perfect multicollinearity, the “residential” type is not included in the model and is de facto the reference type for each city. We retain this type as the reference because we expect to observe the lowest level of exposure to air and noise pollutions on residential streets. The coefficients for all other types will be interpretable as the effect of cycling on a specific type in comparison with the exposure on a residential street (primary interest factor).
- The time spent on each type of cycling infrastructure. These variables are also comprised between 0 and 1 and their coefficients can be interpreted as the variation in exposure expected when one is cycling on this type of infrastructure, in addition to the type of road (primary interest factor).
- The ambient temperature (Celsius degrees) measured by the portable air pollution sensor. The humidity ratio was also available but not included in the model because of a too strong correlation with temperature (control factor).
- The speed of the cyclists as measured by the GPS watches (control factor).
- The hourly background concentration of NO₂ and O₃ measured by fixed stations (only for modelling the exposure to NO₂). These two variables were also scaled (centred and reduced) and are added in the model to control for the temporal pattern of background pollution.
- The average hourly wind speed measured by static weather stations (only for modelling the exposure to NO₂), This is a commonly controlled factor when modelling air pollution (control factor).
- The date of the data collection introduced as a categorical variable to control for differences in mean exposure from day to day (control factor).
- The sensor used (one sensor attributed to one participant) to account for the potential bias of each sensor (control factor).

We also included a set of non-linear effects called smoothing splines:

- The effect of the distance to the closest major roads. We expect that being farther from major roads will reduce exposure to both noise and NO₂, and we expect that this reduction will be stronger for the first metres and then decrease (primary interest factor).
- The effect of space modelled as a bivariate spline built on the X and Y coordinates of the one-minute segments' centroids. This term is added to capture the spatial dimension of background pollution for both noise and air pollution (secondary interest factor).
- For the noise models, we also included a smoothing spline controlling for the time of the day (continuous variable representing the elapsed time since 07:00 AM in minutes). This term is used to control for the temporal pattern of background noise pollution because there is currently no network of fixed station measuring noise in several cities studied in this paper (control factor).

To control for temporal autocorrelation typically present in our type of data, a Moving Average (MA) term of third order is also included in the mode. It is simply a lagged version of the natural residuals from the three previous observations multiplied by autocorrelation coefficients (ϕ).

Finally, for the NO₂ exposure models, we also specify a second equation to predict the variance of the Student T distribution. We authorize the variance in the models to vary according to the sensor to account for eventual differences in sensibility across sensors. In combination with the effect of the sensor to predict the mean (fixed effect), at the same time, we can filter the systematic bias of each sensor (affecting the mean) and their differences in sensibility (affecting the variance). This adjustment was not required for the noise exposure models because a daily calibration was possible and done for noise sensors, and their accuracy is higher.

The formula for these models is the following:

$$Y \sim Student(\mu, \sigma, \nu)$$

$$\mu_i = \beta X_i + \sum_{s=1}^l f_s(X_{is}) + \sum_{p=1}^k \emptyset_p(Y_i - \mu_{i-p})$$

$$\log(\sigma_i) = \beta_0 + \beta_\sigma X$$

With

- Y the level of exposure to noise (dB(A) Laeq 1min) or NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) scaled (centred and reduced),
- β a vector of coefficients for the fixed effects,
- f_s a spline adjusted to variables X_s ,
- I the number of splines in the model,
- ϕ_p the autocorrelation coefficient at lag p ,
- β_σ a vector of coefficients allowing the variance to vary according to the sensor used (only for if Y is the exposure to NO_2).

We fitted these models with the package *brms* (Bürkner, 2017), based on STAN (Carpenter et al., 2017) in the software R (R Core Team, 2020). For each model, the No-U-Turn sampling algorithm was used to draw 9000 samples (the first 1000 were used as warmup for sampling) for four different chains. We used weakly informative priors considering the great uncertainty about the studied parameters and the large amount of data available.

The primary and secondary interest parameters in the models will be analyzed in detail in the results section. The models with the high enough prediction capacity will be used to propose expected relative exposure maps for each city. The predictions will be spatially limited to the data collection area of each city to avoid errors when interpolating outside the range of spatial splines.

5.4 Results

5.4.1 Descriptive analysis

Table 5.1 shows the volume of data collected. Figures 1 to 2 in supplementary material display the spatial coverage of the data collection in each city by mapping the trips done by the participants.

Table 5.1 Volume of data collected

	Paris	Lyon	Montreal	Toronto	Delhi	Mumbai	Copenhagen
Km	960	990	1680	1460	1180	1280	1800
hours	65	65	100	85	70	80	100
Days	4	5	5	5	5	5	6
Participants	3	3	4	4	3	3	3

Thus, this analysis is based on an important volume of data: more than 560 hours of recording and approximately 9350 km cycled.

In Table 5.2, we report the descriptive statistics of the concentration levels of NO₂ and O₃ recorded by the fixed monitoring stations in each city during our data collection duration between 7:00 a.m. to 7:00 p.m., and the statistics of the exposure values from our sensors.

Considering the data extracted from fixed monitoring stations during our data collection periods, the concentration levels of NO₂ and O₃ were particularly high in Lyon with overall means of 83 et 56 µg/m³ and third deciles of 119 and 77 µg/m³. It is worth noting that the data collection in Lyon occurred during a period of bad air quality (red vigilance threshold). Following Lyon, Delhi is the city with the highest concentrations of NO₂ and O₃. Again, the data collection occurred during a singular period. Very stable atmospheric conditions (low wind speed and no precipitation) were combined with agricultural fires in areas around the city typical of this time of the year and directly contributed to air pollution accumulation (Jain et al., 2005). After these two most extreme cases, we can observe that Paris and Mumbai have higher levels of concentration of NO₂ and O₃ than Montreal, Toronto, and Copenhagen. The latter are characterized by low concentration levels (overall means: 7.1, 7.7 and 3 µg/m³ for NO₂ and 31.3, 21.3 and 11 µg/m³ for O₃). Let us recall that the WHO recommends limiting exposure to O₃ at 100 µg/m³ on average for 8 hours and to NO₂ at 200 µg/m³ during one hour (World Health Organization, 2005).

Table 5.2 Descriptive statistics of background and exposure levels during data collections

	Paris		Lyon		Montreal		Toronto		Delhi		Mumbai		Copenhagen		
	Hourly concentration values from fixed stations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)														
	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	NO ₂	O ₃	
mean	27.1	51.8	83.3	56.3	7.1	31.3	7.7	21.3	58.5	57.1	26.2	18.4	3	11	
sd	20.8	12.4	49.1	25.3	6.1	9.1	4.4	11.9	46.7	53.6	20.1	22.3	11.1	24.6	
5%	4	31	17.1	4.4	0.1	15.1	2.6	4	5.4	3.7	4.5	1.4	0	0	
25%	13	43	42.2	42.5	3.3	25.9	4.5	13	31.9	10.8	12.4	5.1	0	0	
50%	20	52	76.9	60.9	5.3	31.3	6.6	20	51	41.8	21.9	8.5	0	0	
75%	36	61	119.3	76.7	9.2	38.2	9.9	28	75.2	85.8	32.8	22.7	0	0	
95%	72	70	164.2	87.4	19.1	45.2	16.2	42	130.4	160.6	65.5	67	29.6	74.6	
	Exposure values collected														
	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	NO ₂	L _{Aeq} 1min	
mean	161.9	72.8	189.6	68.5	109.5	71.7	116	73.2	199.9	79.4	179	79.3	85	67.6	
sd	36.5	4.5	56.7	4.7	57	4.8	60	4	76.9	3.9	113.5	3.7	31.5	5	
5%	107.5	65.3	112.5	61.4	21.8	64.7	20.1	65.6	83.3	72.1	10.1	73.3	33.7	59.3	
25%	135.7	69.5	151.9	64.9	70.6	68.3	75.4	69.8	147.7	76	93.3	76.6	61.7	63.1	
50%	160.3	72	181.5	67.4	108.1	70.7	112.2	72.5	195.5	78.6	167	78.6	88.7	66.5	
75%	184.3	74.3	223.9	70	142.1	73.3	151.6	74.9	244.9	81.1	251.2	80.7	107.2	69.6	
95%	223.3	77.7	290.2	74.2	202	76.9	219.7	78.4	336.6	84.8	384.1	84	131.5	73.7	

Note: the average and standard deviation for L_{Aeq} 1min were calculated with the functions “meandb” and “sddb” from the R package seewave (Sueur et al., 2008)

It seems that for short-time exposure for cyclists, no cities in our dataset exceed the WHO's recommendations during our data collection periods. This result raises the question of the capacity of fixed monitoring stations networks to evaluate individual exposure levels. Considering the second part of Table 5.2, one can notice that the measured NO₂ concentrations with portable sensors are much higher than the ones recorded by fixed stations. The reason for this difference is twofold. First, the known cross-sensitivity of the used NO₂ sensor to O₃ (Thongplang, 2018) leads to an overestimation of NO₂ concentration in the presence of O₃. Second, several studies have reported that the level of concentration reported by portable sensors used directly on the street and close to traffic were systematically higher than the values recorded by fixed monitoring stations in the area (Gelb and Apparicio, 2021). Delhi (mean = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and Lyon (190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) remain the two cities with the highest levels of NO₂ concentration, closely followed by Mumbai

(180 µg/m³), and Paris (162 µg/m³). Once again, Toronto (116 µg/m³), Montreal (109.5 µg/m³), and Copenhagen (85 µg/m³) have the lowest concentration values.

Delhi and Mumbai are by far the two cities with the highest cyclist exposure to noise with overall means of 79.3 and 79.4 dB(A) LAeq 1min. Then, Toronto, Montreal and Paris form a second group with overall means of 73.2, 71.7 and 72.8 dB(A) LAeq 1min. Finally, Lyon and Copenhagen have the lowest cyclist exposure to noise with overall means of 68.5 and 67.6 dB(A) LAeq 1min. These differences across cities are substantial; it must be recalled that the decibel scale is logarithmic and we use an exchange rate of 3 decibels which means that an increase of 3 decibels corresponds to the doubling of sound pressure. Thus, the average cyclists' noise exposure was four times higher in Toronto and Paris in comparison with Copenhagen, and almost sixteen times higher in Delhi and Mumbai.

In Table 5.3, we report the correlation between levels of cyclists' exposure to NO₂ and noise. We calculated the correlation between the NO₂ concentration and decibel values (logarithmic scale), and between NO₂ concentration and noise pressure on linear scale ($10^{(db/20)}$). With both approaches, we observe that these correlations are weak (<0.25) in accordance with the literature on the matter which stresses again the need to study them simultaneously (Apparicio et al., 2016; Boogaard et al., 2009; Liu et al., 2019; Minet et al., 2018).

Table 5.3 Correlation of exposures

	logarithmic scale	linear scale
Paris	0.10 (0.07 ; 0.14)	0.07 (0.03-0.1)
Lyon	0.08 (0.05 ; 0.11)	0.06 (0.03-0.09)
Montreal	0.02 (-0.01 ; 0.04)	0.02 (-0.01-0.04)
Toronto	-0.07 (-0.1 ; -0.04)	-0.05 (-0.08--0.02)
Delhi	0.13 (0.1 ; 0.16)	0.13 (0.1-0.16)
Mumbai	0.12 (0.09 ; 0.15)	0.1 (0.07-0.13)
Copenhagen	0.19 (0.17 ; 0.22)	0.16 (0.14-0.19)

5.4.2 Modelling results

The fourteen models (two for each city, one for noise and one for NO₂ exposures) were adjusted with four chains and 9000 iterations. Each model has been deeply investigated, the mixing of chains was checked for every parameter with caterpillar plots, their convergence was checked with the Rhat indicator (all Rhat values = 1.0), we ensured that the models were able to reproduce the original data distributions (posterior predictive checks available in supplementary material, Figures 3 to 16) and that the simulated residuals follow a uniform distribution without outliers.

The Bayesian R² values are reported in Table 5.4. This indicator estimates the proportion of the explained variance for new data by a model (Gelman et al., 2019). In this table, the first column indicates the complete Bayesian R² and the second, the prediction Bayesian R². This second indicator is obtained when only the type of road, the distance to the closest major road, the slope and the spatial spline are used in prediction. We use it as a proxy of the capacity of the models to predict expected values of exposure to noise and NO₂ when only relevant variables for planning issues are retained.

Table 5.4 Bayesian R² of all models

	NO ₂		Noise	
	R ²	prediction R ²	R ²	prediction R ²
Copenhagen	0.72 (0.72-0.73)	0.03 (0.02-0.03)	0.53 (0.52-0.54)	0.14 (0.12-0.17)
Paris	0.57 (0.56-0.58)	0.04 (0.03-0.06)	0.45 (0.44-0.47)	0.30 (0.27-0.33)
Lyon	0.67 (0.66-0.67)	0.03 (0.02-0.05)	0.38 (0.37-0.40)	0.13 (0.09-0.17)
Montreal	0.27 (0.26-0.29)	0.01 (0.01-0.02)	0.48 (0.47-0.50)	0.18 (0.15-0.20)
Toronto	0.56 (0.55-0.56)	0.01 (0.00-0.01)	0.45 (0.44-0.47)	0.11 (0.09-0.14)
Delhi	0.53 (0.52-0.54)	0.15 (0.13-0.17)	0.46 (0.44-0.47)	0.17 (0.13-0.20)
Mumbai	0.54 (0.53-0.55)	0.07 (0.05-0.08)	0.49 (0.47-0.50)	0.14 (0.11-0.16)

All the models can explain a good part of the variance in the cyclist's exposure to NO₂ and noise. The smallest R² was obtained for NO₂ exposure in Montreal (0.27). The other values are mainly comprised between 0.5 and 0.6 with a maximum of 0.72 in Copenhagen.

5.4.2.1 Impact of road type

Figure 5.7 shows the effects of the road types in the different cities on cyclists' exposure to noise and NO₂. Note that coefficients are expressed as standard deviation because the dependent variables were centred and reduced for each city. This transformation allows for comparisons on the relative scale. Also, for each city, the reference is the residential street type and is materialized by a black dotted line. We selected this type as the reference because we expected to find the lowest exposure values on a residential street, which is confirmed by Figure 5.7. The coefficients are represented by the points and the lines are the Highest Density Interval (HDI) at 95%. Delhi and Mumbai are special cases because they are the only cities in which we collected data on trunks (cyclists must use this type of road to cross these cities), and for which we do not have data on bicycle infrastructure (almost nonexistent in these cities).

We can observe that the effect of road types on exposure to noise is more pronounced than for exposure to NO₂. For the former, exposure difference between trunk, primary, secondary, and tertiary in comparison with residential streets are all different from 0 at the threshold 0.05 for each city. For the latter, the differences are not systematic. We found no notable differences in Toronto, Montreal, weak effects in Paris, Lyon and Copenhagen, and stronger effects in Delhi and Mumbai.

About noise, spending one minute on a trunk in Delhi would increase the mean cyclist's exposure to noise of 0.7 standard deviation (s.d.), or approximately 2.7 dB(A) and 0.44 s.d. in Mumbai, or 1.6 dB(A). On primary roads, for the same cities, the differences in exposure are 0.52 s.d. (2.2 dB(A)) and 0.35 s.d. (1.3 dB(A)). In Paris, Lyon Copenhagen, Toronto, and Montreal these differences on primary roads are respectively 1.09 s.d. (4.9 dB(A)), 0.65 s.d. (3 dB(A)), 0.52 s.d. (2.6 dB(A)), 0.62 s.d. (2.5 dB(A)), and 0.93 s.d. (4.5 dB(A)). On secondary roads, the effects are generally lower but similar to the ones observed on primary roads. In Montreal, a more important step can be seen between primary and secondary types, the difference in mean exposure to noise between a residential and a secondary (0.54 s.d., 2.5 dB(A)) is almost twice as low as the difference with a primary (0.93 s.d., 4.5 dB(A)). Finally, the gaps with tertiary roads are also smaller, decreasing logically with the importance of the road. On the relative scale expressed as standard deviations and for all cities, we observed that the size of the effect of the secondary road type is around 80% of the effect of the primary road type and that the effect of the tertiary road

type is approximately 50% of the effect of the secondary road type. In Paris and Lyon, we also found that spending one minute on a cycleway is associated with an increase of cyclists' mean noise exposure in comparison with a residential street of respectively 0.64 s.d. (2.9 dB(A)) and 0.28 s.d. (1.3 dB(A)). These effects which are especially strong in Paris can likely be explained by the proximity of many cycleways and the peripheric boulevard we mentioned in the section about the study areas.

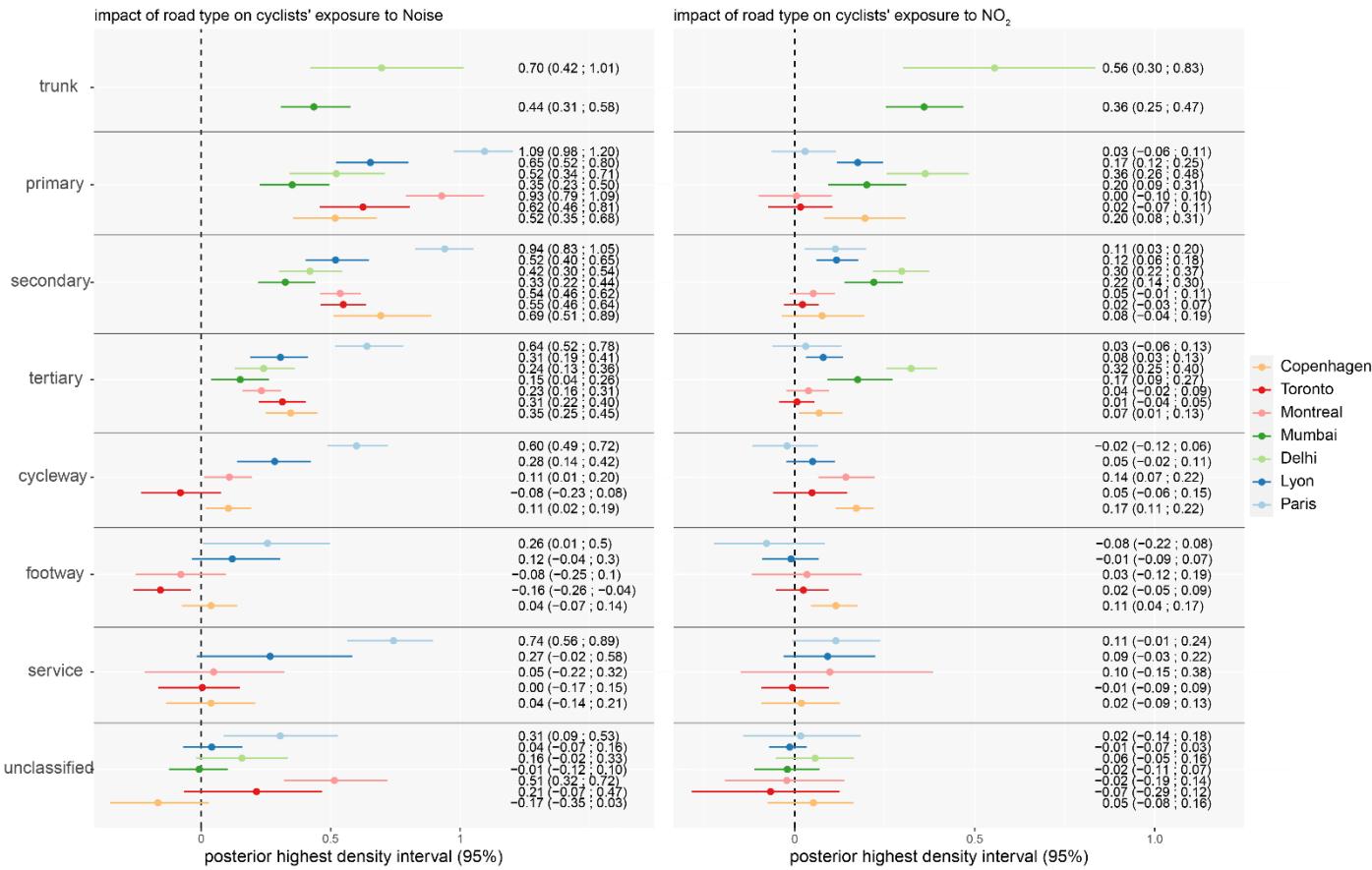


Figure 5.7 Impacts of road types on cyclists' exposure to noise and NO₂

Concerning cyclists' exposure to NO₂, spending one minute on a trunk in Delhi or Mumbai increases the mean cyclists' exposure to 0.56 s.d. (43 µg/m³) et 0.33 s.d. (40 µg/m³) in comparison with a residential street. This effect size is considerable and stresses the high level of exposure on that type of environment. On primary roads, results different from 0 at the 0.05 thresholds were found only for Delhi, Mumbai, Lyon, and Copenhagen with respective values of 0.36 s.d. (28 µg/m³), 0.2 s.d. (23 µg/m³), 0.17 s.d. (10 µg/m³) et 0.2 s.d. (6 µg/m³). If these results

are statistically significant, their sizes are modest in an individual exposure perspective at the exception of the two Indian cities. We also found that the effects of secondary and tertiary roads are in range comparable with primary roads in Delhi and Mumbai.

The effects of the other road types on cyclists' exposure to NO₂ for the remaining cities are even lower and can be considered as negligible.

5.4.2.2 Effect of distance to the closest major street

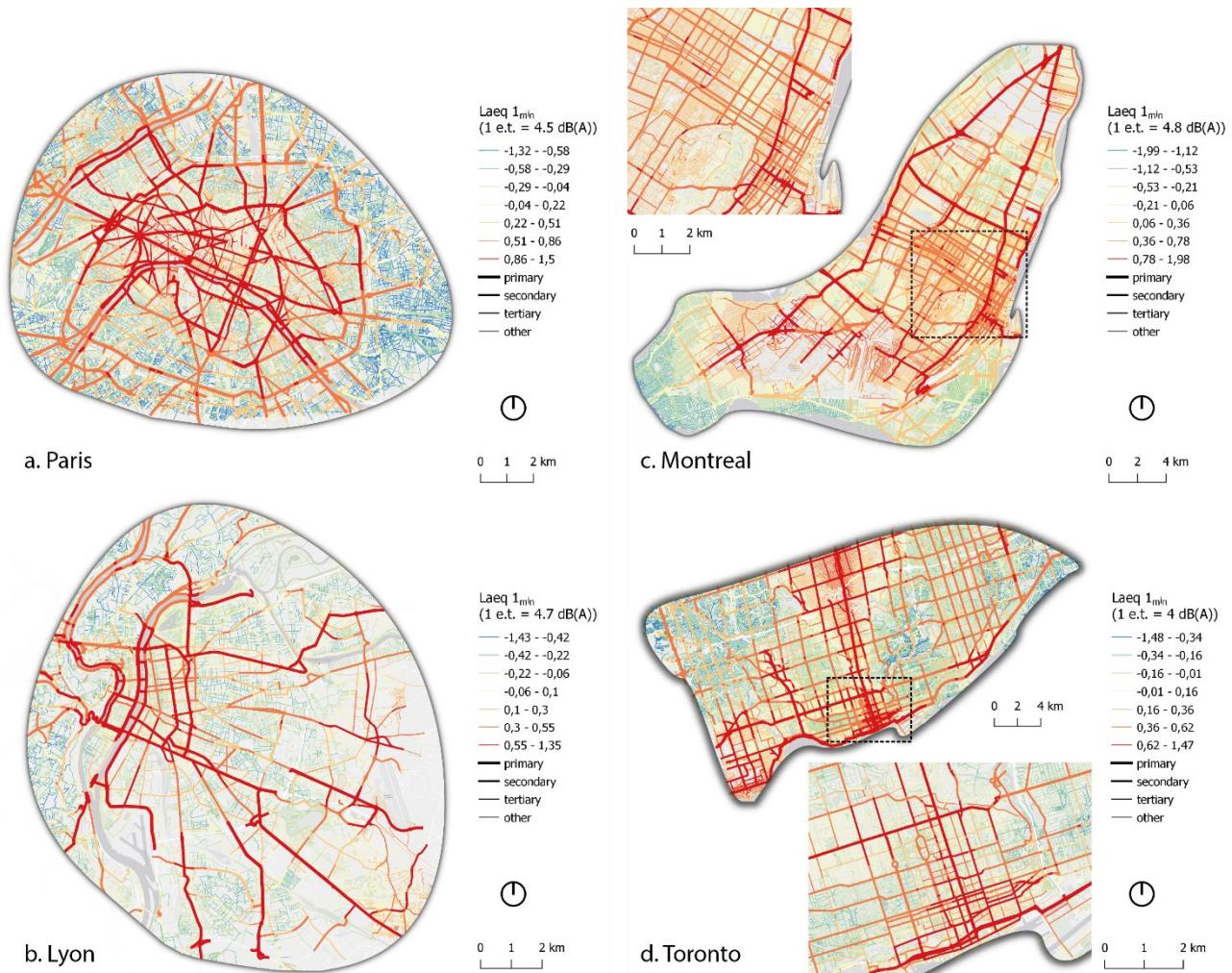
For each model, a spline was used to capture the effect of the distance to the closest major road (motorway, trunk, and primary). We found that the effects are small to nonexistent for NO₂. However, for cyclists' exposure to noise we found non-negligible effects in Copenhagen, Paris, Lyon, and Montreal. In Copenhagen, a distance of 250 metres with a major road is associated with a reduction of noise exposure of 0.1 s.d. (0.5 dB(A)) and this reduction reaches 0.2 s.d. (1 dB(A)) at 500 metres. In Paris, a reduction of 0.25 s.d. (1.1 dB(A)) is observed at 250 metres without any significant decrease above that distance. In Lyon, a reduction of 0.17 s.d. (0.8 dB(A)) is observed at 250 m and reaches its maximum, 0.25 s.d. (1.2 dB(A)) at 500 m. Finally, in Montreal, a distance of 250 m is associated with a reduction in noise exposure of 0.11 s.d. (0.5 dB(A)) and 0.22 s.d. (1 dB(A)) at 500 m.

5.4.3 Strategic exposure maps

One of the main strengths of the modelling approach is the possibility of using the built models to predict cyclists' exposure in a wide variety of situations. We propose here to use the developed models to map the expected cyclists' exposure on road and bicycle networks in each city studied. This prediction is made by only considering the type of road, the slope, the distance to the closest major road, and the spatial location. All the other parameters are fixed to their mean or their reference for categorical variables. When the predictions are calculated, they are centred (subtraction of their overall mean) to obtain variations around the regional mean. We call these values the levels of Relative Potential Exposure (RPE). The prediction Bayesian R² in Table 5.4 is a proxy of the capacity of the models to explain variance on new data by retaining only the

above-mentioned factors. Using the built models to predict NO₂ exposure in the studied cities except for Delhi would be misleading considering the low values obtained (>0.1). However, for noise exposure in every city and NO₂ exposure in Delhi, the Bayesian R² are high enough to justify predictions and map them. We name these RPE maps “strategic maps of exposure” because their purpose is to help decision-making during bicycle infrastructure planning. Their scale is expressed in standard deviations, but it is still possible to multiply them by the original standard deviation used to scale the dependent variables to obtain the predictions in their original units.

First, we can note for each map (Figure 5.8 and Figure 5.9) that the primary roads are segments with the highest RPE to noise for cyclists. In comparison with regional means, the expected noise exposure levels (L_{Aeq} 1min) on primary roads are generally higher by 3 dB(A) in most cities studied and can reach differences of 6 dB(A) when they are located in noisier areas. In contrast, residential streets, are systematically characterized by lower levels of REP to noise, even in noisier areas. Places and streets mentioned in the next paragraphs are located in Figure 5.1 to Figure 5.6.



Classification method: Jenks natural breaks

Figure 5.8 RPE maps for noise in Paris, Lyon, Montreal and Toronto

For Paris, the map clearly shows that central districts are characterized by high noise exposure levels. Primary roads have the highest RPE values (about +5.8 dB(A) in comparison with regional mean). RPE levels on tertiary roads are also high (about +3 dB(A)), but on residential streets they go down to the regional mean (+0 dB(A)). The RPE levels drop as the distance from the centre increases and more significantly when the first ring of primary roads composed of boulevards is passed. There, the RPE on primary roads are in the order of +4 dB(A). On tertiary roads, the RPE levels decrease to reach the regional mean and on residential streets, negative RPE in the order of -2.5 to -3.4 dB(A) can be expected. This map stresses that cycle paths around the central districts and following the major boulevards are characterized by high levels of noise exposure

which is problematic if we consider the structuring role of these segments in Paris's cycling network. The second ring, closer to the peripheric boulevard, is in a similar situation, but RPE tends to be generally lower.

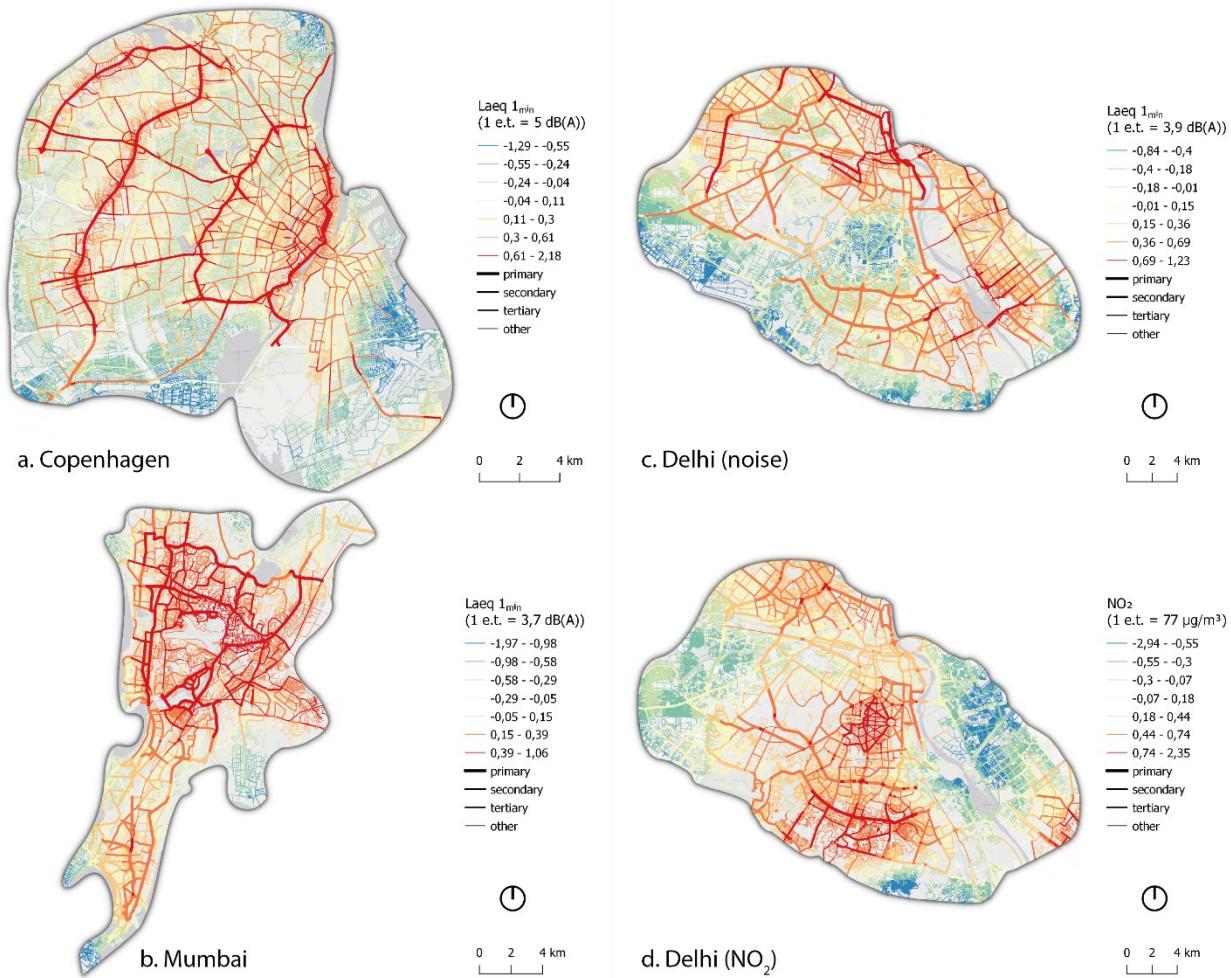


Figure 5.9 RPE maps for noise in Copenhagen, Delhi and Mumbai, and for NO₂ in Delhi

In Lyon, differences in exposure levels are less pronounced for central districts than in Paris. Primary roads remain the segments with the highest RPE (about +3 dB(A)) but they drop quickly on secondary roads (about +1.5 dB(A)) and are under the regional mean in residential streets (around -1.5 dB(A)). The cycleway following the river follows a major road, but is far enough to limit RPE to +1 dB(A). The network of highly connected bicycle lanes in the central districts

prioritizes residential streets and offers several route possibilities with lower exposure to noise for cyclists. It is also worth noting that the cycle infrastructures connecting the city centre to the districts in the East rarely follow main roads and this limit the cyclist's exposure. In its actual form, the Lyon cycle network seems to contribute to efficiently reduce cyclists' exposure to environmental noise.

In Montreal, the RPE levels in central districts are very high on primary roads. As an example, Sherbrooke Street with no cycle infrastructure but used by many cyclists commuting, is characterized by RPE in the order of +5.6 dB(A). The secondary and tertiary roads in the central districts also have a high RPE level, around +2.4 dB(A). The main South-North cycle infrastructure crossing the central districts on Boulevard Maisonneuve (secondary road) thus has high levels of RPE, although lower than the neighbouring Sherbrooke Street. The cycle infrastructure on Rachelle Street (secondary road) is also an important South-North axis but with lower RPE (around 0 and +1.2 dB(A)). In residential streets, the RPE are close to the regional mean (+0 dB(A)) in the central districts. The « route verte » crossing the island from East to West follows a series of residential streets and borders several parks. It offers an itinerary greatly limiting the cyclists' exposure to environmental noise but is lacking in linearity and continuity. Indeed, to remain on this infrastructure, it is necessary to make many connections and detours. Recreational cycle infrastructure in the West and the South-East of the island are located in areas with very low RPE in comparison with central districts. Finally, the cycle path bordering the Notre-Dame Street to the North of the island is problematic once passed Viau Street. Before that intersection, the cycling infrastructure is a cycle path, close but separated from the street with an RPE level of +1.4 dB(A). After the intersection, it becomes a cycle track, closer to road traffic with RPE comprised between +4.5 dB(A) and 3.1 dB(A).

In Toronto, highest RPE levels can be observed in central districts close to University Avenue, Bloor Street, and the Garderner ExpressWay, where they reach levels in the order of +3.2 dB(A). These levels are problematic in the case of Bloor Street because an important cycle track allowing to cross the city centre from East to West is installed on this street. Another important East-West cycleway borders the coast but is far enough from main roads in this area to have RPE close to the regional mean. Several cycle tracks and cycle lanes oriented North-South are installed on secondary streets like Queen's Park, Spadina Avenue, or Bay Street with RPE around +2.2 dB(A).

The South-North cycleway close to Bayview Avenue and connected to the cycleway bordering the coast offers an off-centre but interesting alternative to cross the city centre with RPE below the regional mean that could reach -1.2 dB(A).

In Copenhagen, the three successive concentric primary axes are the areas with the highest RPE levels, in the order of -4.5 dB(A). It is worth noting that all segments close to these axes have higher RPE. In between these three ruptures, the secondary roads have REP comprised between +1.5 dB(A) and 3 dB(A). Again, the city centre is characterized by higher RPE no matter the type of road. The cycle path following the primary road in the West (Søndre Ringvej) has high levels of RPE (+2.5 dB(A)) because of its proximity to this main axis. We can observe the same situation with the cycleway in the North-West following Ring 4. When considering the cycle tracks constituting the main part of the cycle network, we can notice that they mainly follow secondary and primary roads and thus are often characterized by moderate (+1 dB(A)) to high (+3.5 dB(A)) when close to the city centre. The high connectivity of the bicycle network in this area contributes to offering many alternative roads with potentially lower exposure, but the preference of cyclists for direct and easier trips on continuous infrastructure might make these trips less attractive.

In Delhi, as stated above, there is almost no cycle infrastructure. The highest RPE are located around a set of primary roads like Mall Road, Mahatma Gandhi Marg, Outer Ring Road, Delhi Noida Direct Flyway, and Amrapali Road for which the RPE are above +2.7 dB(A). Apart from these extreme cases, the RPE on primary and secondary streets are moderate (comprises between +1.4 and +2.4 dB(A)). It is interesting to note that the central districts of New-Delhi (with a radial road network) have low RPE comprised between 0 (regional mean) and -2.5 dB(A). This can be explained by the fact that the road traffic is more fluid, the horn less used, and the cyclists a little bit farther from cars in these large streets. Apart from this specific case, the lowest RPE can be observed in areas with a high density of residential streets, likely because the morphology of these districts prevents traffic from flowing in and thus reduces environmental noise. It is interesting to note that the situation depicted for NO₂ RPE is quite different. The residential areas with restricted access remain sectors with low RPE, the central districts of New-Delhi are characterized by higher levels of RPE in the order of +60 µg/m³. Indeed, if the traffic there is more fluid and produces less noise, this area still attracts many cars and heavy vehicles because of its centrality in the city's road network. Two other sectors have high levels of RPE for NO₂: the South

of the data collection area, delimited by the Ho Chi Minh Marg primary road and the extreme East of the study area . They are located respectively close to an important concentration of farm houses (burn farming) and to an industrial area (sectors of Noida), both contributing likely to NO₂ emissions (Guttikunda and Calori, 2013). Apart from these geographical specific cases, the RPE levels on primary roads are comprised between +23 µg/m³ et +45 µg/m³, stressing the need for cyclists to avoid them.

In Mumbai, the situation is also particular, this highest RPE (comprises between +1.8 dB(A) and +3.6 dB(A)) are located closely to the Chhatrapati Shivaji Maharaj Airport. Several major roads are also characterized by RPE in this order such as Jogeshwari – Vikhroli Road (North), Lal Bahadur Shastri Road (East), Swami Vivekananda (West), and Bandra Kurla Complex Road (south of the airport). In comparison with Delhi, we observe few areas with significantly lower RPE. Most of the time, using residential streets simply allows to reduce RPE to the regional mean (0) and the contrast is less pronounced. It is also worth noting that Delhi and Mumbai are the two cities with the highest mean exposure levels to noise and the two cities with the lowest standard deviation for noise, while Copenhagen is the city with the lowest mean and the highest standard deviations. This means that in the two Indian cities, the level of cyclists' exposure was systematically higher in comparison with the other cities, leading to less contrasted local situations.

5.5 Conclusion and discussion

5.5.1 Limits

Several limits must be mentioned about this study, First, the exposure to air pollution was operationalized only through measurement of one gaseous pollutant nitrogen dioxide (NO₂). The finding that cyclists' exposure to NO₂ is not strongly affected by the characteristics of the micro-scale environment could not hold for other pollutants like particulate matter (PM_{2.5}, PM₁₀, ultra-fine particles) or carbon monoxide (CO). Second, the question of the representativeness of the measurements could be raised. Indeed, the NO₂ concentration level recorded likely overestimates real values because of the Aeroqual series 500 NO₂ sensors cross-sensitivity to O₃. Moreover, the precision of the exposure measurements is impacted by the variations associated with data

collection days, the systematic bias of sensors remaining after calibration and the precision of low-cost sensors. To limit these effects, we included in our statistical analysis several control variables (day of the data collection, mean sensor bias, temporal autocorrelation coefficients, background concentrations of O₃ and NO₂) and adjusted the variance of the models for each NO₂ sensor (distributional models). Moreover, we are primarily interested in relative values of exposure (centred and reduced) which reduce the impact of measurement precision on our analysis. Finally, the results obtained are influenced by the periods of the data collections. One could wonder if very different results would be obtained if the method was replicated in the same city. The fact that most of the conclusions are shared across cities seems to indicate the contrary. The only parameters characterized by important levels of uncertainty in our models were the spatial splines capturing spatial background pollution patterns. It would be very interesting to replicate the analysis in a typical Bayesian approach to update the actual knowledge on cyclists' exposure to air and noise pollution, and continuously adapt the recommendation formulated.

5.5.2 Review of study goals

The main objective of this paper was to study the factors of the urban environment influencing cyclists' exposure to air and noise pollution. Considering the actual gaps in the literature, we proposed a study simultaneously analyzing environment noise and NO₂, applying an extensive and standardized data collection in seven cities from North America, Europe, and India, and extracting pertinent results for planning. This emphasis on actual gaps, as well as the volume and diversity of the data collected for this study make it clearly stand out in this study field. In this last section, we summarize the main results and discuss their consequences on bicycle planning, and then present the limits of this study and formulate some recommendations for future work.

5.5.3 Implication for planning

One of the main findings in this study is the weak correlation existing between cyclists' exposure to environmental noise and NO₂. This implies that, though these pollutions share common sources, they are ruled by different mechanisms and thus cannot be reliably used as a proxy one for another. This can be explained by the fact that noise pressure is an energy while NO₂

concentration is an accumulation of matter. This finding is also coherent with our second finding: cyclists' exposure to noise is more dependent on the characteristics of the micro-scale environment than NO₂, which depends more on background air pollution levels and spatio-temporal structures. We observed this with the low prediction Bayesian R² for NO₂ in comparison to environmental noise, and the weak relative and absolute impacts of regression coefficients for NO₂ models. Only Mumbai and Delhi stand out with a significantly higher level of exposure to NO₂ on trunk, primary, and secondary roads (over 20 µg/m³). For noise exposure, the impact of the micro-scale environment was more pronounced and could reach 6 dB(A), corresponding to a multiplication of noise pressure by four. In terms of urban planning, these results indicate that designing an urban bicycle network to limit cyclists' exposure can be very efficient for environmental noise but far less for NO₂ concentration.

To better identify areas of high exposure, we mapped the relative potential exposure levels (RPE) based on the predictions of our Bayesian models. These RPE are expressed in standard deviations and centred on the regional mean. Thus, they allow for easy identification of axes on the road and bicycle network where exposure levels are low, high, or similar to the regional mean. In contrast with traditional noise or air pollution maps, the RPE maps represent the immediate potential exposure of cyclists and not averaged concentration during a long period of time. RPE maps could be useful tools for bicycle planning considering the tendency of fixed monitoring stations (and by the extent map derived from their measurement) to underestimate individual exposures (Gelb and Apparicio, 2021). Moreover, they could be used for decision-making on the long-term for definition of development strategies at the regional scale or for more micro issues to determine from among a set of streets which are the most suitable for a cycle infrastructure. Obviously, cyclists' exposure to noise and air pollutions is not the only dimension to consider when planning a bicycle network. It must be integrated with the issues of connectivity, safety, accessibility, equity, comfort, etc. However, only few studies proposed tools to account for the issue of cyclists' exposure to air and noise pollution in planning. The maps presented above are a step in that direction. They anchor and materialize in the territory the invisible dimension of exposure and constitute practical tools to articulate reflections of both planners and citizens.

It is hardly possible to determine if the levels of exposure measured during our data collections are worrisome for cyclists' health in these cities on the long or short term (repeated daily trips for

example). The literature on cyclists' short-term exposure to air pollution tends to indicate that no significant effect can be observed. However, most of these studies took place in cities where air pollution levels are low in comparison with what we measured in Delhi and Mumbai. Almost no studies were conducted on short-term health impacts of cyclists' noise exposure. Beyond health impacts, it is necessary to consider the question of annoyance and the potential barriers to bicycle use created by noise and air pollution. Studies on cyclists' perceptions state that these issues are present in cyclists' minds and could diminish the bicycle's attractiveness as a transport mode. Planning the bicycle network to reduce exposure to air and noise pollutions could increase the attractiveness of this sustainable transport mode, making it more pleasant and giving it a more legitimate position in transport systems.

Our results indicate clearly that a bicycle network avoiding major roads contributes to protect cyclists efficiently from environmental noise and to a smaller extent from NO₂. The city centre of Lyon is a great example where the cycle lanes and shared roads are mainly located on residential streets and limit greatly exposure to noise even if they are located in the city centre. This finding adds to the list of arguments for a bicycle network separated from the rest of traffic. Both tertiary and residential streets should be preferred when installing bicycle infrastructure and when there is not enough room for a physically separated bicycle path. It is also possible to make a link here with the concept of filtered permeability (the capacity of a network to facilitate movement capacity for sustainable transport modes while limiting it for cars) (Melia, 2008). The Lyon and Copenhagen city centres are two good examples, but the access-restricted residential areas in Delhi are also a form of filtered permeability contributing to the reduction of cyclists' exposure to noise. On a regional scale, large infrastructure generating high levels of pollution like airports, railways, highways, industrial areas, etc. combined with topography can have an important impact on the local level of exposure as observed in Mumbai, Delhi, Paris, and Copenhagen. Finally, this goal to reduce cyclists' exposure to air and noise pollutions could be in conflict with others such as connectivity and straightness, which are important in cyclists' decision-making (Bigazzi et al., 2016; Broach and Bigazzi, 2017; Winters et al., 2011).

Acknowledgements

The authors are grateful to the participants of each data collection who contributed by their effort to this project. We want also acknowledge the fundamental role of the local guides hired in Delhi and Mumbai who ensured the safety of the participants.

funding sources

The authors are grateful for the financial support provided by the Canada Research Chairs in Environmental Equity [grant number 950-230813] and the Fonds de Recherche du Québec-Société et Culture.

Ethics approval

This study has been approved by the Institutional Review Board (Ethical Review Board of Institut national de la recherche scientifique) (Project No CER-15–391).

References

- Airparif, 2021. Open Data AirParif [WWW Document]. URL <https://data-airparif-asso.opendata.arcgis.com/> (accessed 7.5.21).
- Anantharaman, M., 2017. Elite and ethical: The defensive distinctions of middle-class bicycling in Bangalore, India. *J. Consum. Cult.* 17, 864–886. <https://doi.org/10.1177/1469540516634412>
- Apparicio, P., Carrier, M., Gelb, J., Séguin, A.-M., Kingham, S., 2016. Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *J. Transp. Geogr.* 57, 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014>
- Apparicio, P., Gelb, J., 2020. Cyclists' Exposure to Road Traffic Noise: A Comparison of Three North American and European Cities. *Acoustics Acoustics* 2, 73–86. <https://doi.org/10.3390/acoustics2010006>

Basu, S., Vasudevan, V., 2013. Effect of Bicycle Friendly Roadway Infrastructure on Bicycling Activities in Urban India. Procedia - Soc. Behav. Sci., 2nd Conference of Transportation Research Group of India (2nd CTRG) 104, 1139–1148. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.11.210>

Bigazzi, A.Y., Broach, J., Dill, J., 2016. Bicycle route preference and pollution inhalation dose: Comparing exposure and distance trade-offs. *J. Transp. Health* 3, 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.12.002>

Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., Hoek, G., 2009. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmos. Environ.* 43, 4234–4242. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.035>

Brand, V.S., Kumar, P., Damascena, A.S., Pritchard, J.P., Geurs, K.T., Andrade, M. de F., 2019. Impact of route choice and period of the day on cyclists' exposure to black carbon in London, Rotterdam and São Paulo. *J. Transp. Geogr.* 76, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007>

Broach, J., Bigazzi, A.Y., 2017. Existence and Use of Low-Pollution Route Options for Observed Bicycling Trips. *Transp. Res.* 2662, 152–159. <https://doi.org/10.3141/2662-17>

Bürkner, P.-C., 2017. brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *J. Stat. Softw.* 80, 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>

Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., Riddell, A., 2017. Stan: A probabilistic programming language. *J. Stat. Softw.* 76. <https://doi.org/10.18637/jss.v076.i01>

Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C.M., Dhana, K., Bramer, W.M., Franco, O.H., 2017. Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. *Lancet Public Health* 2, e23–e34. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)

Copenhagenize eu Design Co, 2019. Copenhagenize Index [WWW Document]. URL <https://copenhagenizeindex.eu/> (accessed 6.30.21).

de Nazelle, A., Bode, O., Orjuela, J.P., 2017. Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. Environ. Int. 99, 151–160. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.023>

Doran, A., El-Geneidy, A., Manaugh, K., 2021. The pursuit of cycling equity: A review of Canadian transport plans. J. Transp. Geogr. 90, 102927. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2020.102927>

Dupont, V., 2017. Urban development and population redistribution in Delhi: Implications for categorizing population, in: New Forms of Urbanization. Routledge, pp. 171–190.

Furth, P.G., 2012. Bicycling infrastructure for mass cycling: a transatlantic comparison. City Cycl. 105–140.

Gaboriau, P., 1991. Les trois âges du vélo en France. Vingtième Siècle Rev. Hist. 17–33. <https://doi.org/10.2307/3769583>

Gelb, J., Apparicio, P., 2021. Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review. Transp. Rev. 0, 1–24. <https://doi.org/10.1080/01441647.2021.1895361>

Gelb, J., Apparicio, P., 2020. Modelling Cyclists' Multi-Exposure to Air and Noise Pollution with Low-Cost Sensors—The Case of Paris. Atmosphere 11, 422. <https://doi.org/10.3390/atmos11040422>

Gelb, J., Apparicio, P., 2019. Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. Appl. Acoust. 148, 332–343. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031>

Gelman, A., Goodrich, B., Gabry, J., Vehtari, A., 2019. R-squared for Bayesian Regression Models. Am. Stat. 73, 307–309. <https://doi.org/10.1080/00031305.2018.1549100>

Gössling, S., 2013. Urban transport transitions: Copenhagen, City of Cyclists. J. Transp. Geogr. 33, 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2013.10.013>

Government of Ontario, M. of the E., 2021. Ontario Air Pollutant Data [WWW Document]. URL <http://www.airqualityontario.com/history/index.php> (accessed 7.5.21).

Guttikunda, S.K., Calori, G., 2013. A GIS based emissions inventory at 1 km × 1 km spatial resolution for air pollution analysis in Delhi, India. *Atmos. Environ.* 67, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.040>

Houde, M., Apparicio, P., Séguin, A.-M., 2018. A ride for whom: Has cycling network expansion reduced inequities in accessibility in Montreal, Canada? *J. Transp. Geogr.* 68, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2018.02.005>

INSEE, 2018. Dossier complet – Commune de Lyon (69123) | Insee [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=COM-69123#chiffre-cle-8> (accessed 6.30.21).

INSEE, 2015. Déplacements domicile-travail - Insee Flash Ile-de-France - 16 [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2555642> (accessed 6.30.21).

Jain, D., Tiwari, G., 2013. NMT Infrastructure in India: Investment, Policy and Design.

Jain, S.L., Arya, B.C., Kumar, A., Ghude, S.D., Kulkarni, P.S., 2005. Observational study of surface ozone at New Delhi, India. *Int. J. Remote Sens.* 26, 3515–3524. <https://doi.org/10.1080/01431160500076616>

Joshi, S., Bailey, A., Datta, A., 2021. On the move? Exploring constraints to accessing urban mobility infrastructures. *Transp. Policy* 102, 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2020.11.005>

Kandt, J., 2018. Heterogeneous links between urban form and mobility: A comparison of São Paulo, Istanbul and Mumbai. *J. Transp. Land Use* 11, 721–745. <https://doi.org/10.5198/jtlu.2018.1359>

Krizec, K.J., 2007. Estimating the Economic Benefits of Bicycling and Bicycle Facilities: an Interpretive Review and Proposed Methods, in: Coto-Millán, P., Inglada, V. (Eds.), *Essays on Transport Economics, Contributions to Economics*. Physica-Verlag HD, Heidelberg, pp. 219–248. https://doi.org/10.1007/978-3-7908-1765-2_14

Liu, Y., Lan, B., Shirai, J., Austin, E., Yang, C., Seto, E., 2019. Exposures to Air Pollution and Noise from Multi-Modal Commuting in a Chinese City. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 16, 2539. <https://doi.org/10.3390/ijerph16142539>

Luxen, D., Vetter, C., 2011. Real-time routing with OpenStreetMap data, in: Proceedings of the 19th ACM SIGSPATIAL International Conference on Advances in Geographic Information Systems, GIS '11. ACM, New York, NY, USA, pp. 513–516. <https://doi.org/10.1145/2093973.2094062>

Melia, S., 2008. Neighbourhoods should be made permeable for walking and cycling-but not for cars. Local Transp. Today.

Métropole de Lyon, 2020. Aménagements cyclables de la Métropole de Lyon - data.gouv.fr [WWW Document]. URL /fr/datasets/amenagements-cyclables-de-la-metropole-de-lyon/ (accessed 5.12.21).

Minet, L., Stokes, J., Scott, J., Xu, J., Weichenthal, S., Hatzopoulou, M., 2018. Should traffic-related air pollution and noise be considered when designing urban bicycle networks? Transp. Res. Part Transp. Environ. 65, 736–749. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.10.012>

Montreal City, 2016. Qualité de l'air à Montréal en 2016 (No. 1925–6868). Service de l'environnement de la ville de Montréal.

Observatoire des déplacements à Paris, 2017. Le bilan des Déplacements en 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 à Paris. Mairie de Paris, Paris, France.

Oja, P., Titze, S., Bauman, A., Geus, B. de, Krenn, P., Reger-Nash, B., Kohlberger, T., 2011. Health benefits of cycling: a systematic review. Scand. J. Med. Sci. Sports 21, 496–509. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0838.2011.01299.x>

Okokon, E.O., Yli-Tuomi, T., Turunen, A.W., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., Samaras, Z., Voogt, M., Keuken, M., Lanki, T., 2017. Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. Environ. Res. 154, 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.012>

Pucher, J., Buehler, R., 2012. City Cycling. MIT Press.

R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rastogi, R., 2010. Willingness to Shift to Walking or Bicycling to Access Suburban Rail: Case Study of Mumbai, India. *J. Urban Plan. Dev.* 136, 3–10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9488\(2010\)136:1\(3\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9488(2010)136:1(3))

Statistics Canada, 2017. Census Profile, 2016 Census - Toronto [Census metropolitan area], Ontario and Toronto, Census division [Census division], Ontario [WWW Document]. URL <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=CMACA&Code1=535&Geo2=CD&Code2=3520&Data=Count&SearchText=toronto&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=Journey%20to%20work&TABID=1#map-popup%20et%20https://www12.statcan.gc.ca/nhs-enm/2011/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=CSD&Code1=3520005&Data=Count&SearchText=Toronto&SearchType=Begins&SearchPR=01&A1>All&B1>All&Custom=&TABID=1> (accessed 6.30.21).

Statistics Canada, S.C., 2017. Census Profile, 2016 Census - Montréal, Ville [WWW Document]. URL <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=CSD&Code1=2466023&Geo2=CD&Code2=2466&SearchText=Montreal&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1>All&TABID=1&type=0> (accessed 6.30.21).

Sueur, J., Aubin, T., Simonis, C., 2008. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18, 213–226. <https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600>

Thongplang, J., 2018. The challenges with electrochemical NO₂ sensors in outdoor air monitoring. Aeroqual. URL <https://www.aeroqual.com/challenges-electrochemical-no2-sensors-outdoor-air-monitoring> (accessed 6.4.21).

Thynell, M., Mohan, D., Tiwari, G., 2010. Sustainable transport and the modernisation of urban transport in Delhi and Stockholm. *Cities* 27, 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2010.04.002>

Tiwari, G., 2007. Urban transport in Indian cities. *Urban India Underst. Maximum City* 39–40.

Tiwari, G., Jain, D., Ramachandra Rao, K., 2016. Impact of public transport and non-motorized transport infrastructure on travel mode shares, energy, emissions and safety: Case of Indian cities. *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 44, 277–291. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.11.004>

Transportation Services of Toronto, 2021. Toronto Bikeways dataset (Toronto Open Data). URL <https://open.toronto.ca/dataset/bikeways/> (accessed 6.30.21).

Vanparijs, J., Int Panis, L., Meeusen, R., de Geus, B., 2015. Exposure measurement in bicycle safety analysis: A review of the literature. *Accid. Anal. Prev.* 84, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2015.08.007>

WHO, 2021. Ambient air pollution attributable deaths [WWW Document]. URL <https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/ambient-air-pollution-attributable-deaths> (accessed 6.29.21).

WHO, 2016. WHO Global Urban Ambient Air Pollution Database.

Winters, M., Davidson, G., Kao, D., Teschke, K., 2011. Motivators and deterrents of bicycling: comparing influences on decisions to ride. *Transportation* 38, 153–168. <https://doi.org/10.1007/s11116-010-9284-y>

World Health Organization, 2005. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. World Health Organization.

Yu, S., Zhang, Z., Liu, F., Wang, X., Hu, S., 2021. Urban expansion in the megacity since 1970s: a case study in Mumbai. *Geocarto Int.* 36, 603–621. <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1622600>

CHAPITRE 6 : SYNTHÈSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

6.1 Retour sur les principaux enseignements de cette thèse

Ce chapitre présente de manière synthétique nos résultats et offre une discussion de l'ensemble du travail de recherche sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Chacun des articles composant cette thèse apporte des éléments de réponses spécifiques aux questions de recherche et il est nécessaire à présent de prendre du recul et de conclure. Nous revenons plus spécifiquement sur le contexte particulier qui a permis l'essor d'un champ d'études sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Nous discutons ensuite des enjeux de la mesure et de la collecte de données sur ces expositions. Nous approfondissons également la question de la corrélation entre expositions aux pollutions atmosphérique et sonore et questionnons le concept de multiexposition. Enfin, nous revenons sur les liens que nous avons pu constater entre environnement urbain et exposition des cyclistes et les implications en termes d'aménagement de nos résultats.

6.1.1 Un champ d'études émergeant

L'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores est un champ d'études récent qui doit son développement à l'intersection de trois phénomènes ayant eu lieu à peu près simultanément au début des années 2010 :

- 1) l'émergence d'un nouveau paradigme de mesure des pollutions atmosphérique et sonore (Snyder et al. 2013; Kumar et al. 2015), basé sur des capteurs à faible coût et mobiles offrant une plus grande flexibilité en matière de collecte de données et une échelle d'analyse plus fine que les réseaux de mesures traditionnels. Ces appareils sont particulièrement intéressants pour mesurer l'exposition individuelle et permettent de décentraliser la mesure des pollutions qui relevait jusqu'ici uniquement d'administrations centrales.

- 2) La renaissance du vélo dans les villes du Nord, notamment facilitée par la revitalisation des centres-villes, la congestion automobile, la promotion des modes de transports durables et le renforcement des idéologies vertes et durables (Pucher et Buehler 2012).
- 3) L'émergence de nouveaux besoins en matière de planification cyclable pour répondre à la renaissance du vélo et la situation d'injustice en transport causée par l'hégémonie de l'automobile dans les systèmes de transport (Gössling 2016).

Dans ce contexte, il n'est pas surprenant d'avoir vu émerger une littérature sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Notre revue systématique de cette littérature a permis de donner une vue d'ensemble sur ce champ de recherche en pleine expansion et diversification. Les travaux pionniers portant sur des comparaisons les niveaux d'expositions entre plusieurs modes de transport ont notamment conclu que les cyclistes, une fois pris en compte leurs niveaux de ventilation plus élevés, inhalent en moyennes 3 à 5 fois plus de polluants que les automobiliste pour un même trajet (Cepeda et al. 2017) et tendent à être plus exposé.e.s au bruit environnemental (les différences varient fortement d'une ville à l'autre). Il s'agit d'une forme frappante d'injustice en transport, car les cyclistes sont exposé.e.s à des nuisances qu'ils-elles ne produisent pas. Les études portant sur les impacts à court terme et l'évaluation des bénéfices/risques du vélo en ville indiquent actuellement que l'augmentation de l'activité physique dépasse largement les coûts engendrés par l'exposition à la pollution atmosphérique et les risques d'accident (Mueller et al. 2015; de Nazelle et al. 2011; de Hartog Jeroen Johan et al. 2010). Il convient cependant de souligner que ces études ont exclusivement porté sur des villes avec des niveaux de pollution relativement bas (typiquement en Europe et en Amérique du Nord) et ne considèrent jamais le bruit environnemental. De plus, au-delà de la question des impacts sur la santé, l'exposition à ces pollutions peut constituer une barrière à l'utilisation du vélo pour de nombreuses personnes (Winters et al. 2011).

Ces constats ont contribué au développement de nouvelles questions de recherches après 2010 avec notamment les études de modélisation de l'exposition des cyclistes, des itinéraires minimisant l'exposition des cyclistes ou encore les perceptions et comportements des cyclistes quant à leur exposition. Parmi ces types de travaux, les études de modélisation sont les plus nombreuses, mais souffrent de plusieurs lacunes dont les principales sont : le manque de cohérence méthodologique limitant la généralisation des résultats, le peu d'études portant sur des

villes des Suds et la faible prise en compte du bruit. Quelques rares études ont proposé de répliquer leur méthodologie dans plusieurs villes (Boogaard et al. 2009; Int Panis et al. 2010; Okokon et al. 2017; Brand et al. 2019; Dons et al. 2019). Elles se concentrent cependant presque essentiellement sur des villes du Nord et les analyses effectuées donnent peu d'informations exploitables en matière de planification. Ces différents éléments soulignent l'originalité de notre propre étude et son inscription au cœur des lacunes actuelles de la littérature. Le volume de données collecté (Tableau 6.1), la diversité des terrains d'études et les analyses effectuées en font une contribution significative.

Tableau 6.1 Volume de donnée collecté dans chaque ville étudiée

	Paris	Lyon	Montréal	Toronto	Delhi	Mumbai	Copenhague	Ho Chi Minh-Ville
Km	960	990	1680	1460	1180	1280	1800	1035
heures	65	65	100	85	70	80	100	55

6.1.2 Enjeux de la mesure de l'exposition

Nos travaux ont permis de mieux cerner plusieurs enjeux relatifs à la mesure de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore. Premièrement, plusieurs études s'intéressant à l'exposition individuelle et la comparant avec des niveaux de concentration mesurés par des stations fixes avaient constaté des écarts importants entre ces deux valeurs (Krecl et al. 2019; Cole-Hunter et al. 2012; Van den Bossche et al. 2015). Ceci s'explique d'une part, par la plus grande proximité avec le trafic routier (source majeure de l'exposition des cyclistes) des capteurs portatifs comparativement aux stations fixes (souvent situées à plusieurs mètres de hauteur), impliquant une moins grande dispersion des niveaux de pollution entre leur source et le lieu de mesure ; et d'autre part, par des processus physico-chimiques entre certains polluants atmosphériques qui diffèrent entre le niveau du sol et plusieurs mètres de hauteur (dont les interactions NO-NO₂-O₃ dans notre cas (Song et al. 2011). Nos propres résultats vont également dans cette direction avec le Tableau 5.2 qui souligne d'importants écarts entre nos mesures effectuées avec des capteurs portatifs et celles issues de stations fixes. Certes, la potentielle surestimation des concentrations de NO₂ causée par les capteurs Aeroquals de la série 500 (connus pour leur sensibilité croisée à l'O₃) contribue très vraisemblablement à grossir le trait pour

nos propres données. Cependant, des sous-estimations des stations fixes de l'ordre de 2 à 4 fois les concentrations observées dans la rue dans la littérature sont tout à fait dans l'étendue que nous avons observée. Nos propres résultats indiquent que cette sous-estimation est vraisemblablement encore plus importante dans les villes les moins polluées, car des concentrations plus faibles de NO₂ sont plus rapidement dispersées que des concentrations fortes (Tableau 5.2). Il est difficile de déterminer si cette observation est également valide pour le bruit, car les villes disposant d'un réseau de stations de mesure du bruit environnemental sont bien plus rares. Dans notre cas, seules les villes de Paris et Lyon disposent de telles données et pour la dernière, les niveaux de pollution sonore sont uniquement disponibles pour des plages de 24H.

Le second point que nos travaux ont illustré est la pertinence de l'approche des collectes extensives en complément de l'approche traditionnelle intensive. Cette dernière consiste à n'étudier qu'un nombre réduit d'axes du réseau cyclable et/ou routier et à effectuer de multiples mesures d'exposition sur ces axes pour déterminer précisément les niveaux d'exposition qui leur sont propres et leur variabilité. Cette approche est pertinente dans une perspective de comparaison des niveaux d'exposition pour un ensemble limité de segments spécifiques du réseau, ou encore pour déterminer l'impact d'un projet d'aménagement spécifique en effectuant des mesures avant et après projet. Elle offre cependant peu de capacité de généralisation, car l'échantillon ne représente qu'un nombre très limité de situations d'exposition. L'approche extensive pour laquelle nous avons opté et qui reste encore sous-représentée dans la littérature propose une autre perspective de collecte. L'idée est de mesurer les niveaux d'expositions sur un grand nombre d'axes, soit d'explorer une grande variété d'environnements micro-échelle et de couvrir une large partie du territoire étudié. Les données ainsi collectées sont plus représentatives de la complexité du territoire et de la diversité des situations d'exposition des cyclistes, offrant ainsi une plus grande capacité de généralisation. L'enjeu final de cette approche étant bien évidemment de modéliser ces niveaux d'exposition et de les cartographier, travail que nous avons effectué dans le chapitre 5. Ces cartes d'exposition constituent des outils pertinents en matière de planification des réseaux cyclables. Elles permettent à la fois d'envisager la question de l'aménagement d'infrastructures cyclable dans une perspective à l'échelle régionale, mais aussi au niveau local en indiquant les axes à privilégier pour limiter l'exposition des cyclistes. En d'autres termes, l'approche extensive et complémentaire à l'approche intensive. La première permet de

généraliser les résultats à l'ensemble du territoire, mais génère des prédictions moins précises au niveau local que ce que permettrait une approche intensive.

Cette étude a également été l'occasion de souligner que la mesure de l'exposition à la pollution atmosphérique est bien plus difficile à effectuer que la mesure de l'exposition au bruit. Premièrement, les capteurs à faible coût permettant de mesurer la pollution atmosphérique sont moins précis que les capteurs de bruit, leur calibration est également plus complexe et les potentiels problèmes de sensibilité croisée peuvent conduire à la surestimation de la concentration de certains polluants (USA EPA 2016). À cela s'ajoute le fait que de nombreux polluants peuvent être considérés lorsque l'on cherche à mesurer l'exposition individuelle à la pollution atmosphérique, qu'ils soient gazeux (NO, NO₂, O₃, CO, CO₂, SO₂, etc.), particulaires (PM_{2,5}, PM₁₀, UFP) ou encore des composés organiques volatils (VOCs). Enfin, la pollution atmosphérique est plus sujette à d'importantes variations journalière et saisonnière que la pollution sonore. En effet, des combinaisons de facteurs météorologiques et anthropiques peuvent provoquer des situations avec de très hauts niveaux de concentration de pollution atmosphérique par accumulation. Les collectes de données que nous avons effectuées à Lyon et Delhi sont deux exemples de cette problématique. À Lyon, l'agence Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2019) avait déclaré un seuil de vigilance rouge du fait d'une forte augmentation de la concentration de particules fines sur la ville et sa périphérie. Cette augmentation s'expliquait par des conditions météorologiques limitant grandement la dispersion de la pollution atmosphérique (stabilité atmosphérique et phénomène d'inversion thermique), mais aussi une combinaison d'activités polluantes (trafic routier, industrie, chauffage résidentiel et épandage agricole). À Delhi, des conditions atmosphériques similaires combinées avec le brûlis effectué dans les campagnes bordant la ville ont également provoqué une situation avec des niveaux de pollution régionaux bien supérieurs aux moyennes annuelles (S. L. Jain et al. 2005). Les différentes variables de contrôles incluent dans nos analyses ainsi que le choix de centrer-réduire (échelles relatives) nos mesures d'exposition par ville dans le Chapitre 5 sont autant de moyens de limiter l'impact de ces phénomènes dans l'analyse et l'interprétation de ce type de données.

6.1.3 Bruit et pollution atmosphérique, deux expositions distinctes

Les résultats tirés des Chapitres 4 et 5 indiquent une corrélation relativement faible entre les niveaux d'expositions des cyclistes au bruit ($L_{Aeq1min}$) et au NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à l'échelle d'une minute, variant entre 0 et 0,19 (corrélation de Pearson), dépendamment des villes. La corrélation la plus haute a été enregistrée à Copenhague, soit la ville où les niveaux d'exposition étaient systématiquement les plus bas. Ces niveaux de corrélation sont similaires à ceux rapportés par des travaux antérieurs (Apparicio et al. 2016; Boogaard et al. 2009; Liu et al. 2019; Minet et al. 2018). Considérant que le bruit environnemental et la pollution atmosphérique auxquels sont exposés les cyclistes partagent de nombreuses sources, il peut paraître surprenant d'obtenir des corrélations aussi faibles. Ceci s'explique notamment par le fait que le bruit est une énergie se diffusant immédiatement dans l'air alors que la pollution atmosphérique est de la matière s'accumulant dans l'air et se dispersant moins rapidement. L'exposition au bruit varie donc plus fortement et rapidement dans le temps et dans l'espace comparativement à l'exposition au NO_2 . À cela s'ajoute la grande variabilité des situations d'exposition des cyclistes en milieu urbain. Il est ainsi tout à fait possible de se retrouver dans des environnements micro-échelles dans lesquels des niveaux de pressions acoustiques élevés sont mesurés alors que les niveaux de concentration de NO_2 sont relativement bas. Un bon exemple serait le cas d'une piste cyclable passant dans un parc animé. À l'inverse, il est aussi possible de circuler dans une rue calme et sans trafic routier, mais sur laquelle de nombreux véhicules sont passés depuis le début de la journée. Dans cette situation les niveaux d'exposition au bruit environnemental seront faibles et ceux d'exposition à la pollution atmosphérique plus élevés. Sur une longue période de temps, une rue caractérisée par des niveaux de concentration de NO_2 plus élevés est vraisemblablement une rue plus bruyante, c'est pourquoi les cartes annuelles de bruit environnemental et de pollution atmosphérique sont généralement très similaires. À l'échelle temporelle d'une minute, les expositions immédiates des cyclistes à ces deux pollutions ne sont pas aussi systématiquement liées. Ce résultat implique notamment que l'exposition des cyclistes à la pollution atmosphérique ne suffit pas à expliquer leur exposition au bruit (en inversement) et justifie leur étude simultanée. Comme nous l'avons souligné dans notre revue de la littérature (section 1.3.3.3), l'exposition au bruit des cyclistes est largement sous-étudiée en comparaison avec leur exposition à la pollution atmosphérique.

Notons ici que notre constat est limité par la seule prise en compte du NO₂, l'exposition à d'autres polluants avec une plus rapide variation spatio-temporelle, comme les particules fines, pourrait être davantage corrélée avec l'exposition au bruit environnemental. En effet, nos résultats ont notamment montré que l'exposition au NO₂ dépendait fortement des niveaux de concentration d'arrière-plan de ce polluant. Une seconde limite est la seule prise en compte de la dimension de pression sonore du bruit environnemental. Deux autres dimensions sont considérées dans la littérature sur le bruit environnemental et le paysage sonore (Yu, Kang et Ma 2016; Lionello, Aletta et Kang 2020; Can et al. 2008) soit la dimension temporelle (rythme, évènements sonores, régularités) et la dimension spectrale (analyse des différentes fréquences composant les sons). Dekoninck, Botteldooren et Int Panis (2013) ont par exemple proposé une analyse tenant compte de la dimension spectrale du son et ont notamment rapporté des niveaux de corrélations plus élevés entre le carbon noir et les basses fréquences du bruit environnemental en milieu urbain.

6.1.4 Environnement urbain et exposition

Un des enjeux principaux de cette thèse était d'identifier les caractéristiques de l'environnement urbain influençant significativement les niveaux d'exposition des cyclistes. Nos différentes collectes de données et analyses apportent plusieurs éléments de réponses.

Premièrement, l'exposition des cyclistes au bruit environnemental dépend davantage des caractéristiques de l'environnement micro-échelle que leur exposition au NO₂. Cette dernière dépend davantage des niveaux de concentration d'arrière-plan suivant des logiques spatiales et temporelles, telles que les cycles d'oxydation par l'O₃ du NO (dépendant de l'ensoleillement et de la température), la topographie ou la localisation d'activité émettant des pollutions.

Deuxièmement, le type de rue sur lequel circule un cycliste est un facteur crucial permettant de prédire son niveau d'exposition. Sans surprise, les rues résidentielles accueillant les niveaux de trafic routier les plus bas sont les rues avec les plus faibles niveaux d'exposition. Concernant le bruit et pour l'ensemble des villes étudiées dans le Chapitre 5, nous avons pu observer que l'exposition supplémentaire induite par le fait de se trouver sur une rue secondaire plutôt que sur une rue résidentielle représente approximativement 80% de l'effet d'une rue primaire, et 40% pour une rue tertiaire (Figure 6.1). Il ainsi intéressant de noter que si les effets absous changent d'une

ville à l'autre (notamment du fait des importances différences entre les niveaux d'exposition moyens dans ces villes), les tailles relatives de ces effets restent toujours dans cet ordre de grandeur. À Delhi et Mumbai où les cyclistes sont amenés à circuler sur des voies accueillant un niveau de trafic supérieur (trunk ~ route nationale), les écarts sont encore plus prononcés. Pour l'exposition au NO₂, l'impact du type de rue est nettement moindre. En dehors des cas extrêmes des routes nationales à Delhi (+43 µg/m³ comparativement à une rue résidentielle) et Mumbai (+41 µg/m³), ainsi que des rues primaires dans ces mêmes villes (respectivement +28 et +23 µg/m³) seule Lyon enregistre une différence proche de +10 µg/m³ sur ces rues primaires. Pour l'ensemble des autres villes et sur tous les types d'axes, les écarts en termes d'exposition au NO₂ sont négligeables.

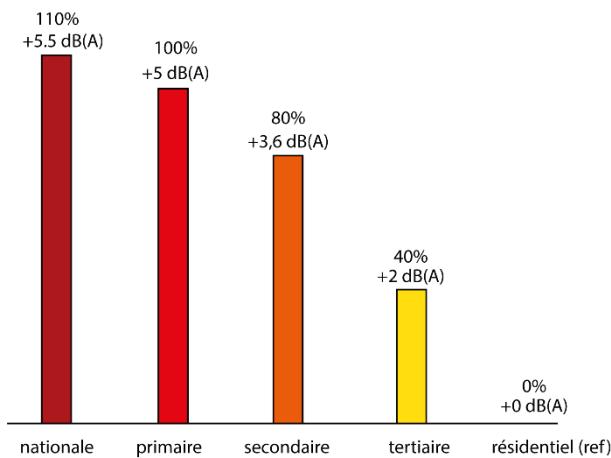


Figure 6.1 Effet du type de rue sur l'exposition au bruit des cyclistes.

L'éloignement aux axes majeurs contribue également à réduire l'exposition des cyclistes au bruit, mais dans une moindre mesure que le type d'axe. Nous avons notamment trouvé des effets significatifs à Lyon, Paris, Copenhague et Montréal (Figure 6.2). Pour ces villes, un éloignement de 250m permet de réduire l'exposition des cyclistes entre 0,5 et 1 dB(A). L'effet de réaugmentation capturé par les *splines* pour les villes de Paris et Lyon au-delà de 500 m correspond en réalité à une forte augmentation de l'incertitude de l'effet estimé par le modèle. Les intervalles de confiance ne sont pas rapportés dans la figure afin de préserver la facilité de lecture. Un éloignement plus important permettrait également de continuer à réduire leur exposition à Copenhague et Montréal, alors qu'à Paris et Lyon, la réduction maximum est atteinte aux alentours de 400m. Pour le NO₂, nous n'avons une fois encore trouvé aucun effet significatif.

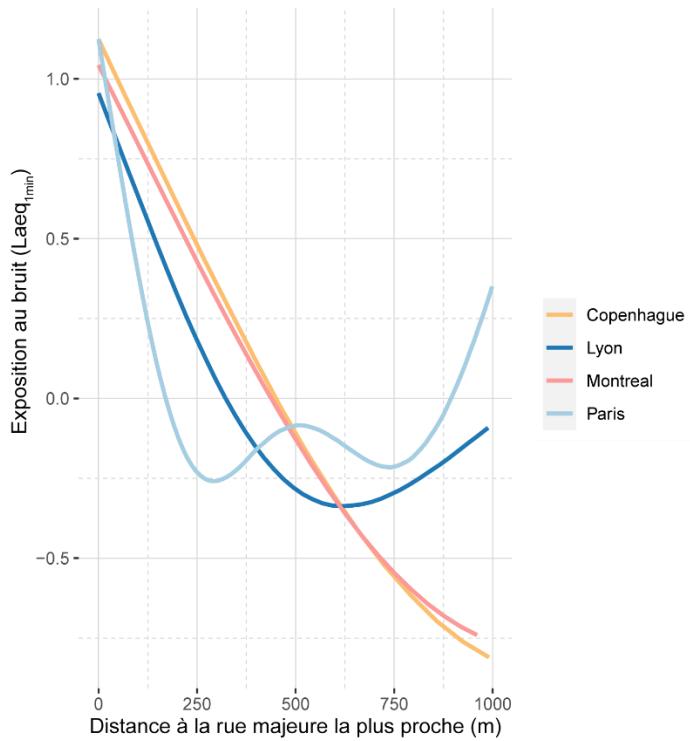


Figure 6.2 Effet du type de rue sur l'exposition au bruit des cyclistes.

Les Chapitres 3 et 5 ont permis de mettre en lumière une particularité des villes du Sud. À Delhi, Mumbai et Hô Chi Minh-Ville, le trafic routier est caractérisé par une utilisation intense du klaxon, notamment aux intersections et lorsque le trafic devient dense. Dans ces conditions de circulation moins fluide, les niveaux d'exposition des cyclistes au bruit environnemental augmentent. Paradoxalement, dans les villes du Nord, des niveaux de bruits plus élevés sont généralement attendus quand le trafic est fluide, car les bruits de moteurs sont plus importants (Stelling-Kończak, Hagenzieker et Wee 2015; Boogaard et al. 2009).

Le chapitre 4 portant sur le cas de Paris a été l'occasion de tester l'impact d'un grand nombre de variables décrivant plus en détail l'environnement micro-échelle à savoir : un indicateur de perméabilité de tissus urbains au vent (*Fetch index*), le pourcentage du ciel visible (mesure de l'encaissement des rues), la densité végétale et d'industrie dans un rayon de 50m, et le fait de se situer dans une zone à vitesse de circulation limitée (30 km/h). Aucune de ces variables n'a un impact significatif (au sens statistique ou pratique) sur l'exposition des cyclistes au NO₂. Pour l'exposition au bruit environnemental, nous avons pu constater que la présence de végétation,

l'encaissement des rues, le fait de circuler dans une zone 30 et l'absence d'activités industrielles proches étaient associés avec de plus faibles niveaux d'exposition. Ainsi, à titre d'exemple, une rue étroite (35% du ciel visible), avec un certain couvert végétal (30% de la surface sur un rayon de 50m autour du lieu de mesure d'exposition), dont la vitesse de circulation est limitée à 30 km/h et sans usage du sol du type industriel (dans un rayon de 50 m) sera caractérisée par des niveaux d'exposition au bruit environnemental inférieure de 2,5 dB(A) comparativement à une rue large (80% du ciel visible), sans végétation, à proximité d'activités industrielles et avec des limites de vitesse supérieures à 30 km/h. Si ces résultats sont encourageants, ils restent limités, car nous n'avons pas pu les comparer dans plusieurs villes. En effet, les données nécessaires pour calculer ces indicateurs sont loin d'être systématiquement existantes et disponibles dans toutes les villes étudiées (plan d'occupation du sol, emprise au sol du bâti et volume 3D, carte de couvert végétal, etc.).

Ces résultats impliquent notamment qu'il est possible et efficace d'adopter des mesures réduisant l'exposition des cyclistes au bruit environnemental. L'idée centrale est de privilégier autant que possible un réseau cyclable séparé du trafic routier, favorisant les rues résidentielles ou des infrastructures cyclables en site propre (les infrastructures légères comme le marquage au sol n'ont pour ainsi dire aucun impact sur les niveaux d'exposition des cyclistes). Ces mêmes pratiques auront aussi un impact positif sur la réduction de l'exposition au NO₂, mais avec des tailles d'effets bien plus faibles. Les cartes d'exposition relative potentielle que nous avons proposées dans le Chapitre 5 peuvent constituer un outil pertinent en matière de planification tant à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale. En effet, elles permettent à la fois de comparer les niveaux d'expositions attendus sur différents axes dans une perspective d'étude de scénario, mais également de disposer d'une vue d'ensemble du phénomène pour entreprendre une réflexion régionale. Cependant, la réduction de l'exposition des cyclistes n'est pas le seul objectif de planification cyclable à poursuivre. Les enjeux de sécurité, connectivité, efficacité et d'équité sont également importants. Si une infrastructure cyclable devait être installée sur un axe majeur, il serait important de combiner son installation avec des mesures de mitigation du trafic routier (réduction de la vitesse et ou du nombre de voies de circulation) afin de limiter l'exposition induite pour les cyclistes qui circuleront cet axe.

Ces pratiques d'aménagement pourraient également être combinées avec des outils d'information à destination des cyclistes leur permettant de sélectionner des trajets en ville minimisant leur exposition aux pollutions atmosphériques et sonores. En effet, à partir des résultats de cette recherche ou d'autres sources de données, il serait possible de prévoir les doses attendues de bruit et de pollution atmosphériques pour chaque trajet (entre une origine et une destination). Ceci a déjà été exploré dans la littérature avec des résultats indiquant qu'un trajet adapté permet de réduire sensiblement la dose cumulée de pollution atmosphérique pour un cycliste comparativement au trajet le plus court ([Hertel et al. 2008](#); [Hatzopoulou et al. 2013](#); [Giménez-Gaydou et al. 2019](#)).

6.2 Limites et perspectives

Si cette thèse s'inscrit au cœur des lacunes de la littérature sur l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore, plusieurs limites doivent être mentionnées dans cette section. Ces limites constituent également des pistes intéressantes de recherches futures.

La première limite tient bien évidemment à la sélection des villes. Bien que ce travail constitue une première en termes de volume et de diversité de données collectées dans ce champ de la littérature, notre échantillon est loin de couvrir toute la complexité des situations d'exposition des cyclistes dans les villes des Suds. Les villes africaines et sud-américaines n'ont pas fait l'objet de collectes de données au cours de cette thèse, notamment du fait du coût relativement élevé de chaque collecte. Nous avons souhaité privilégier l'étude de deux villes Indiennes connues pour leurs très importants niveaux de pollution.

La seconde limite tient aux indicateurs retenus pour opérationnaliser l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphériques et sonores. Premièrement, concernant la pollution atmosphérique, le NO₂, n'est que l'un des nombreux polluants gazeux considérés dans la littérature (NO, NO_x, O₃, CO, CO₂, SO₂, ...) auxquels s'ajoutent les polluants particulaires (PM_{2,5}, PM₁₀, UFP, carbone noir, ...) et les composés organiques volatils. Si le NO₂ est connu pour son association avec le trafic routier, nous avons pu montrer qu'il dépend également principalement de facteurs relatifs à la pollution d'arrière-plan laissant de facto peu de perspectives intéressantes en matière d'aménagement pour protéger les cyclistes. La question des polluants particulaires est

particulièrement cruciale dans les villes des Suds comprenant de nombreuses routes non pavées et des activités fortement émettrices de particules (chauffage domestique au bois, brûlis agricole, incinération des déchets, etc.). Deuxièmement, concernant l'exposition au bruit, l'indicateur énergétique L_{Aeq} est certes le plus utilisé dans les études portant sur le bruit environnemental, mais il ne couvre qu'une dimension de cette exposition. Des indicateurs d'évènement capturant des pics d'exposition ou encore des indicateurs qualifiant la nature des environnements sonores en se basant sur le spectre des fréquences enregistrées pourraient constituer des variables d'intérêt pour mieux représenter l'exposition des cyclistes et les niveaux de gène potentiels. Une piste de recherche serait donc de raffiner la conceptualisation de la multiexposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore et de dépasser la considération unidimensionnelle de ces deux expositions.

Une troisième limite de ce travail est la considération de la question de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore en silo. En effet, bien que nous ayons démontré son importance et ses implications en matière de planification, il ne s'agit qu'une des nombreuses dimensions à prendre en considération dans la planification et l'aménagement d'un réseau cyclable. Il est donc nécessaire de tendre vers une approche intégrée considérant simultanément les questions d'exposition aux pollutions atmosphériques et sonores, de desserte, de connectivité, de sécurité, d'efficacité, d'équité et de coûts. Ceci est d'autant plus important que certaines de ces dimensions peuvent ne pas être compatibles nécessitant une forme de priorisation. Le Chapitre 5 concluait notamment que la réduction de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore pouvait être en conflit avec la création d'infrastructures directes et continues. Une autre piste de recherche prometteuse serait donc de proposer des méthodes permettant une analyse intégrée des réseaux cyclables existants et de leur planification.

Enfin, nos travaux écartent la question de la perception des cyclistes de leurs expositions. Pourtant, les perceptions individuelles des cyclistes et non-cyclistes influencent fortement leurs comportements et prises de décisions (Willis, Manaugh et El-Geneidy 2015). Ce constat doit être considéré en parallèle avec les résultats de Ueberham et al (2019) indiquant une absence de corrélation entre la perception de l'exposition des cyclistes aux particules fines et au bruit, et leurs réels niveaux d'exposition. Ces éléments suggèrent que pour mieux comprendre la barrière que représente l'exposition à ces nuisances dans l'esprit des cyclistes, une approche mixte est

nécessaire combinant les perceptions individuelles (qualitatives) et les niveaux effectifs d'exposition (quantitatifs). Ce constat vient donc rajouter une dimension supplémentaire à la question de la prise en compte de l'exposition des cyclistes aux pollutions atmosphérique et sonore : leur perception de ces expositions.

BIBLIOGRAPHIE

La mise à jour automatique des citations est désactivée. Pour voir la bibliographie, cliquez sur Actualiser dans l'onglet Zotero.

ANNEXE 1 : MATERIEL SUPPLEMENTAIRE POUR L'ARTICLE : CYCLISTS' EXPOSURE TO AIR AND NOISE POLLUTION, COMPARATIVE APPROACH IN SEVEN CITIES BASED ON EXTENSIVE DATA COLLECTIONS

Data collections' coverages

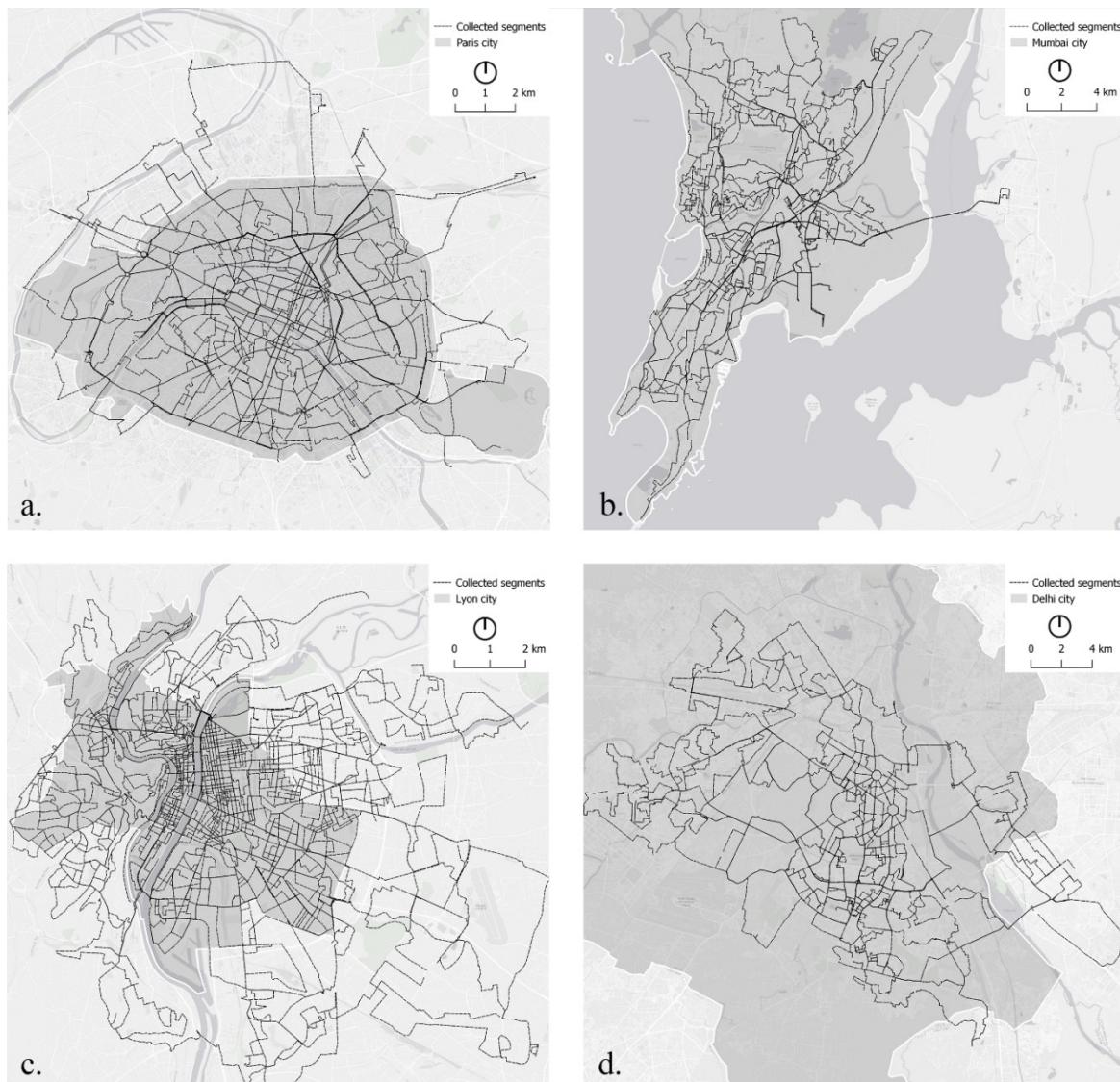


Figure 1 Data collection coverages in Paris (a), Mumbai (b), Lyon (c), and Delhi (d)

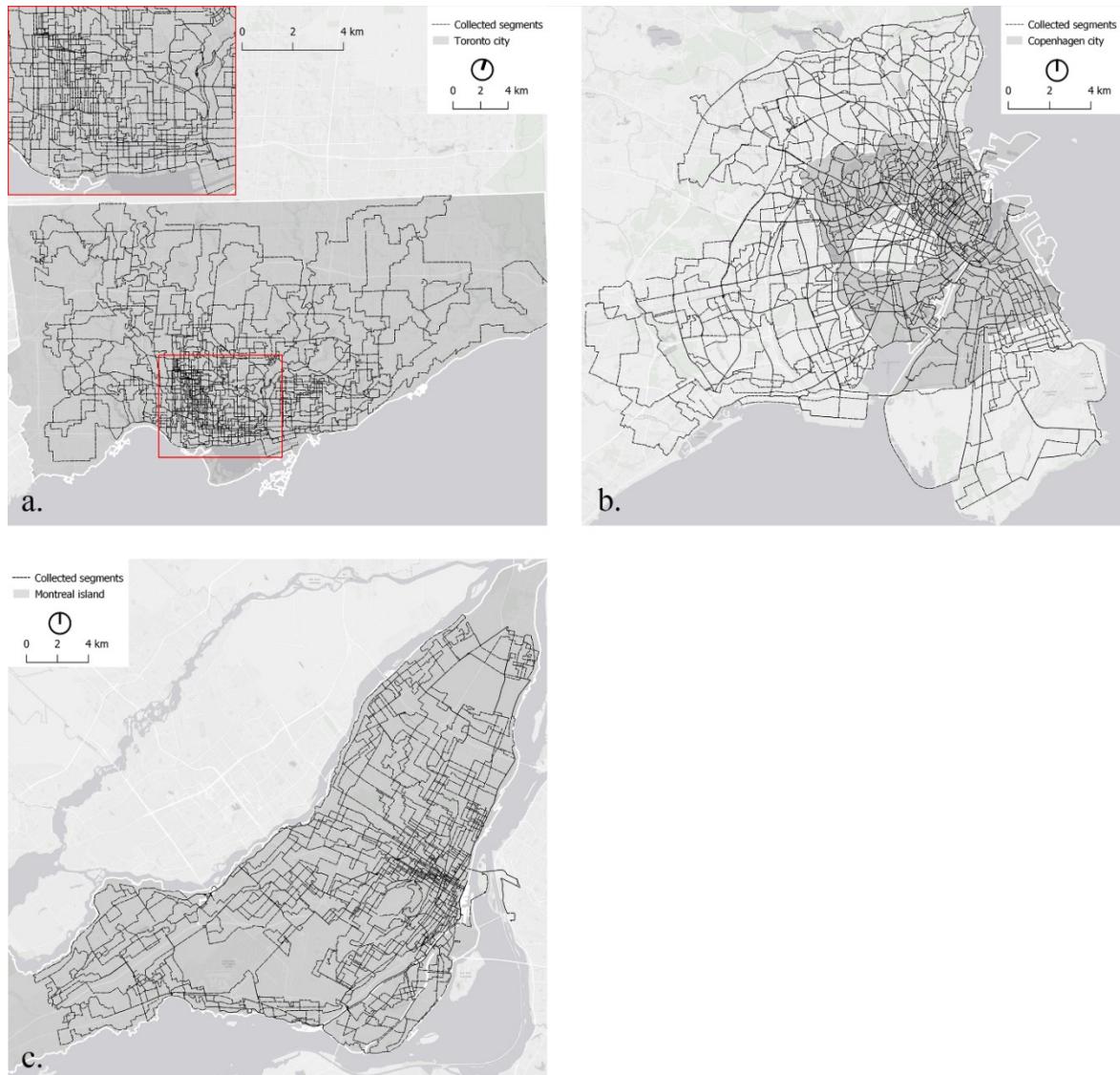


Figure 2 Data collection coverages in Toronto(a), Copenhagen (b), and Montreal(c)

Posterior predictive checks

Note : the dark line represents the original distribution of the variable and the light lines the posterior distributions simulated from the model.

For noise models

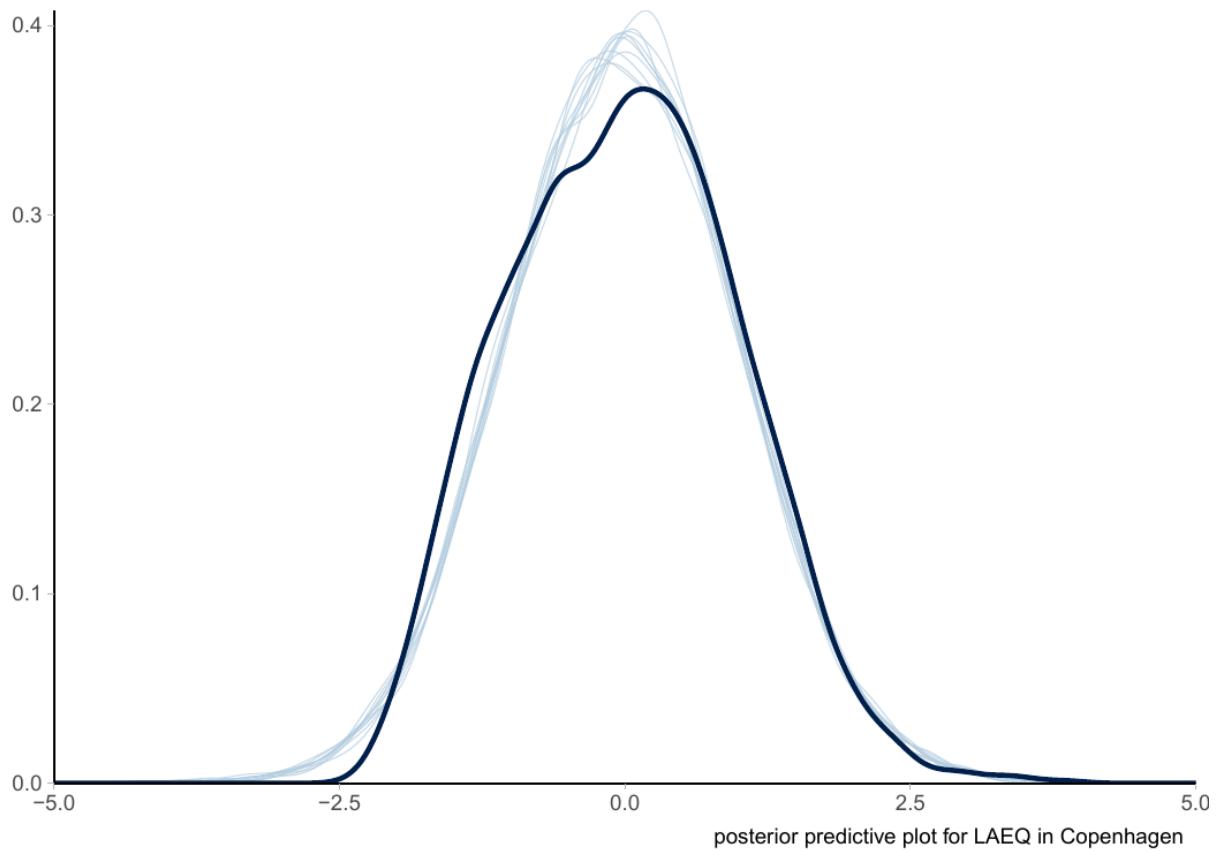


Figure 3 Posterior predictive plot for noise in Copenhagen

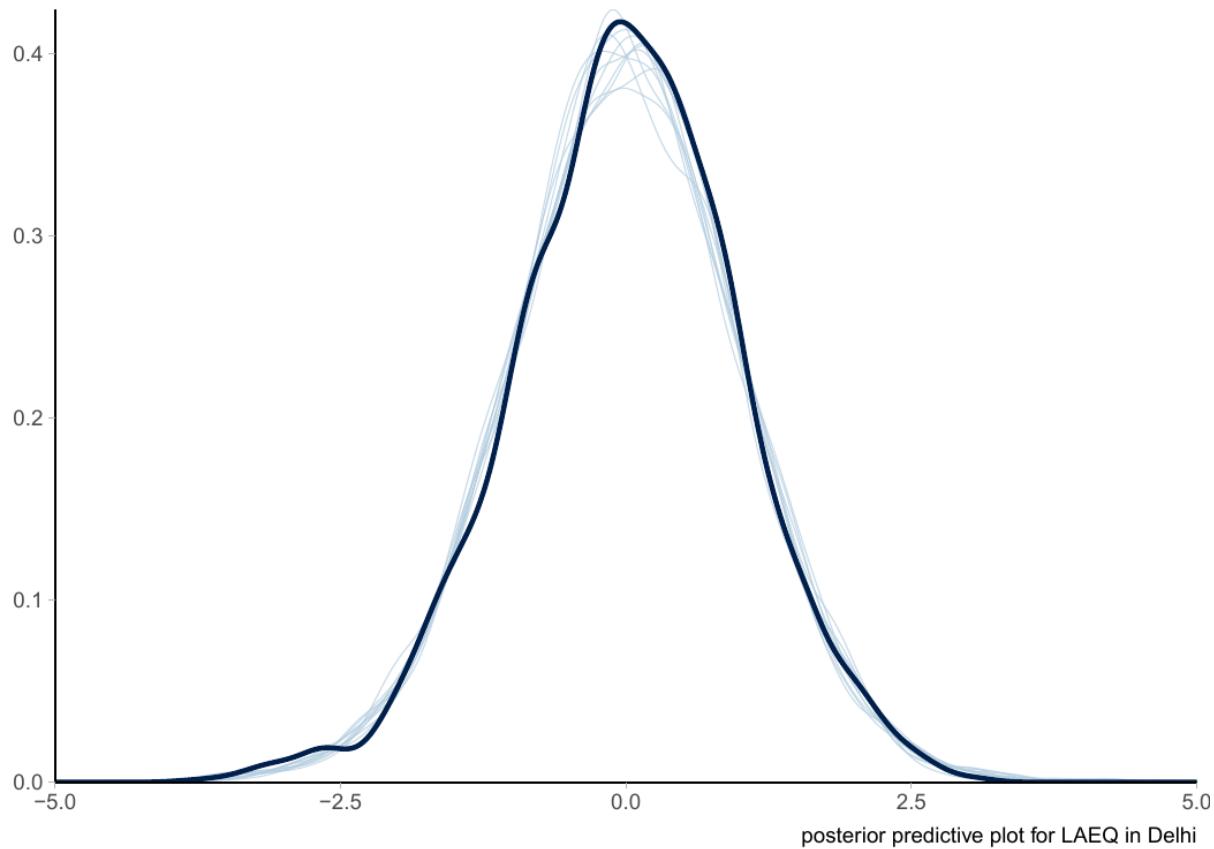


Figure 4 Posterior predictive plot for noise in Delhi

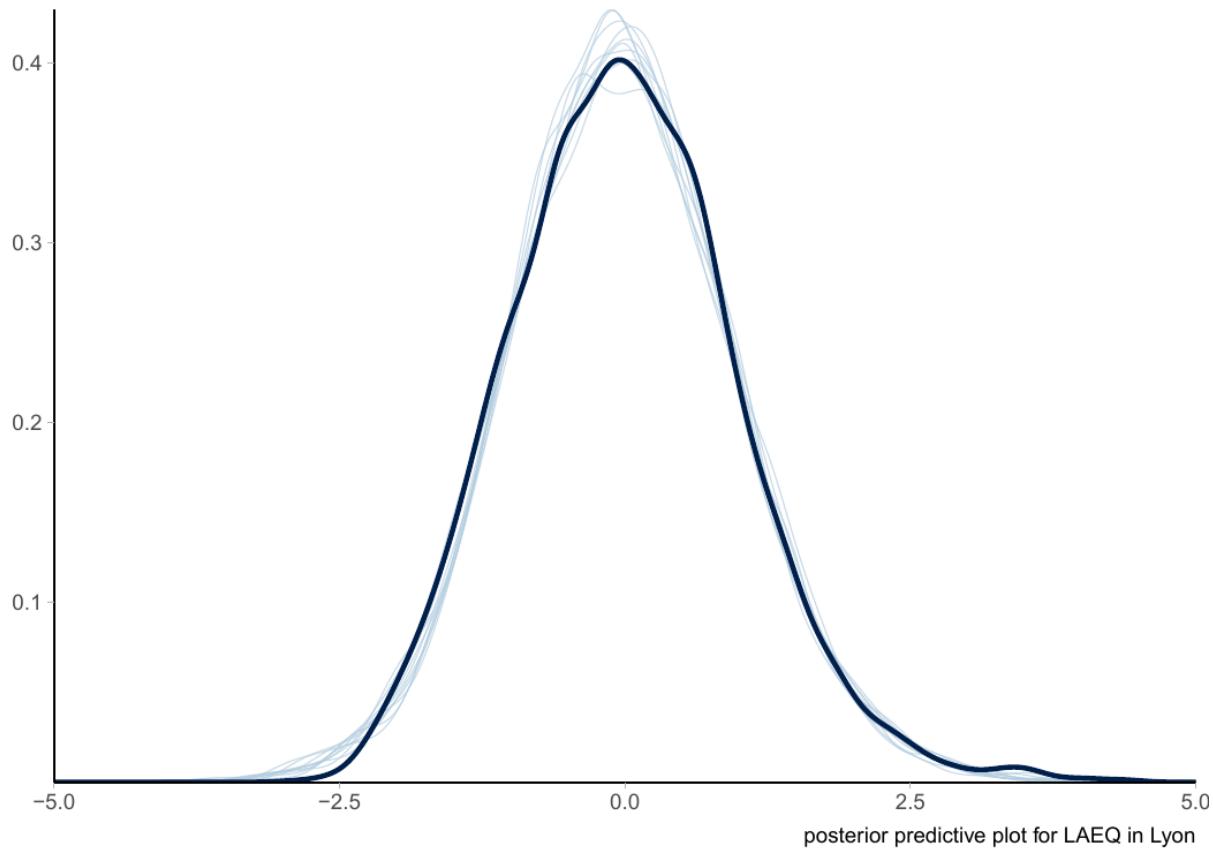


Figure 5 Posterior predictive plot for noise in Lyon

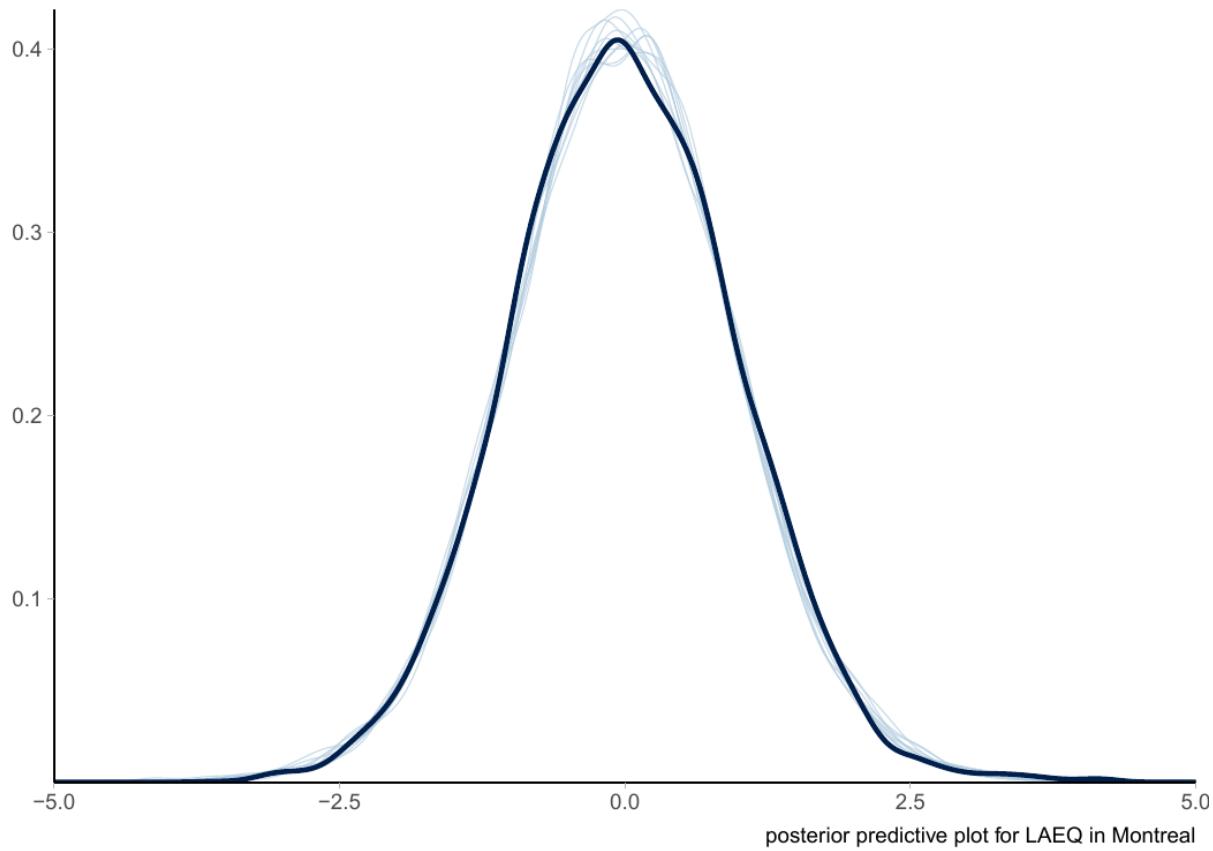


Figure 6 Posterior predictive plot for noise in Montreal

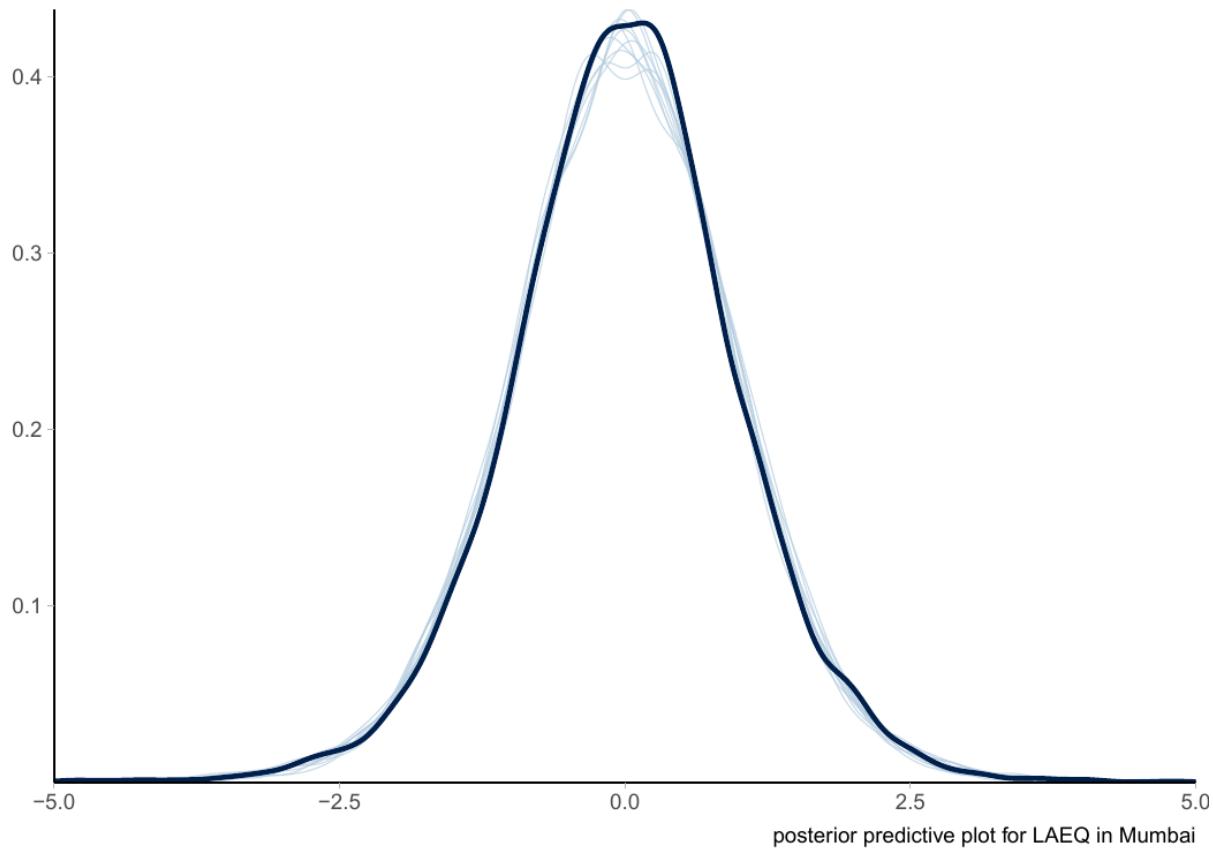


Figure 7 Posterior predictive plot for noise in Mumbai

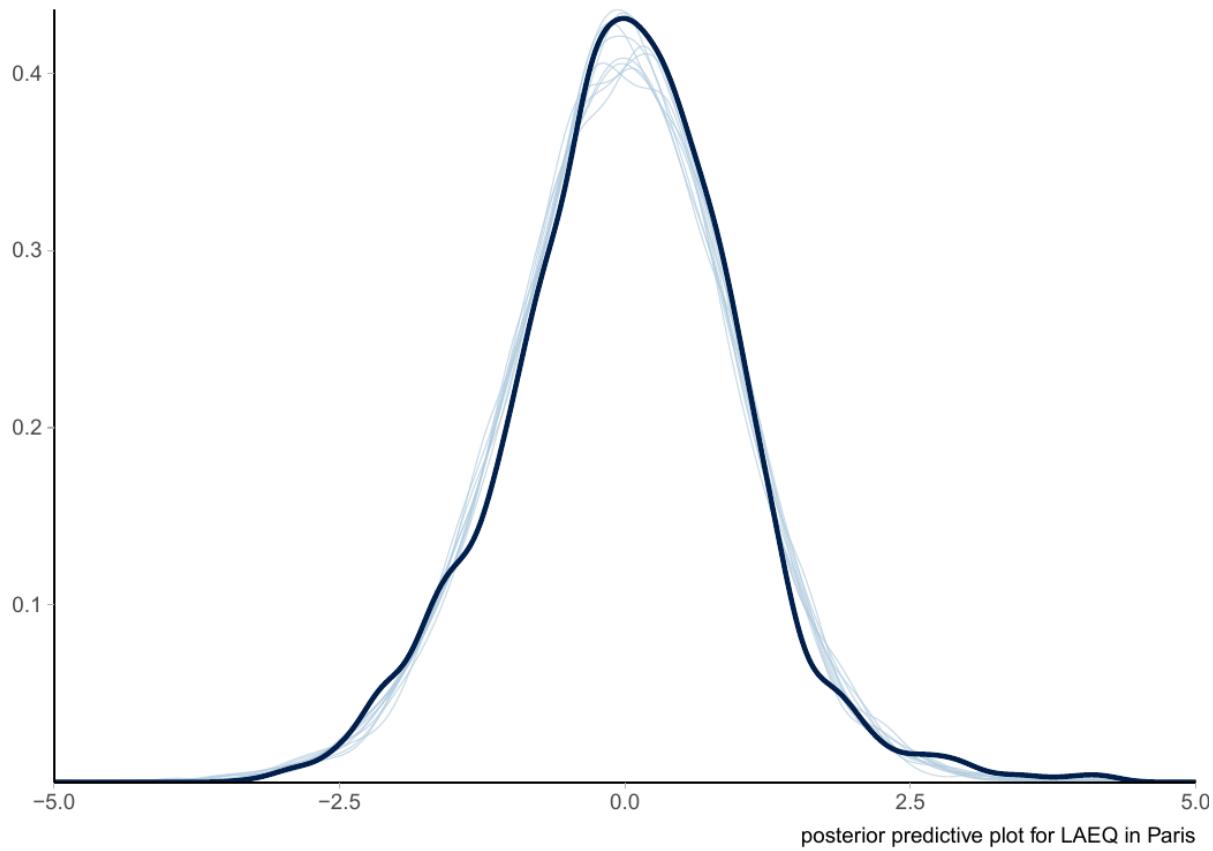


Figure 8 Posterior predictive plot for noise in Paris

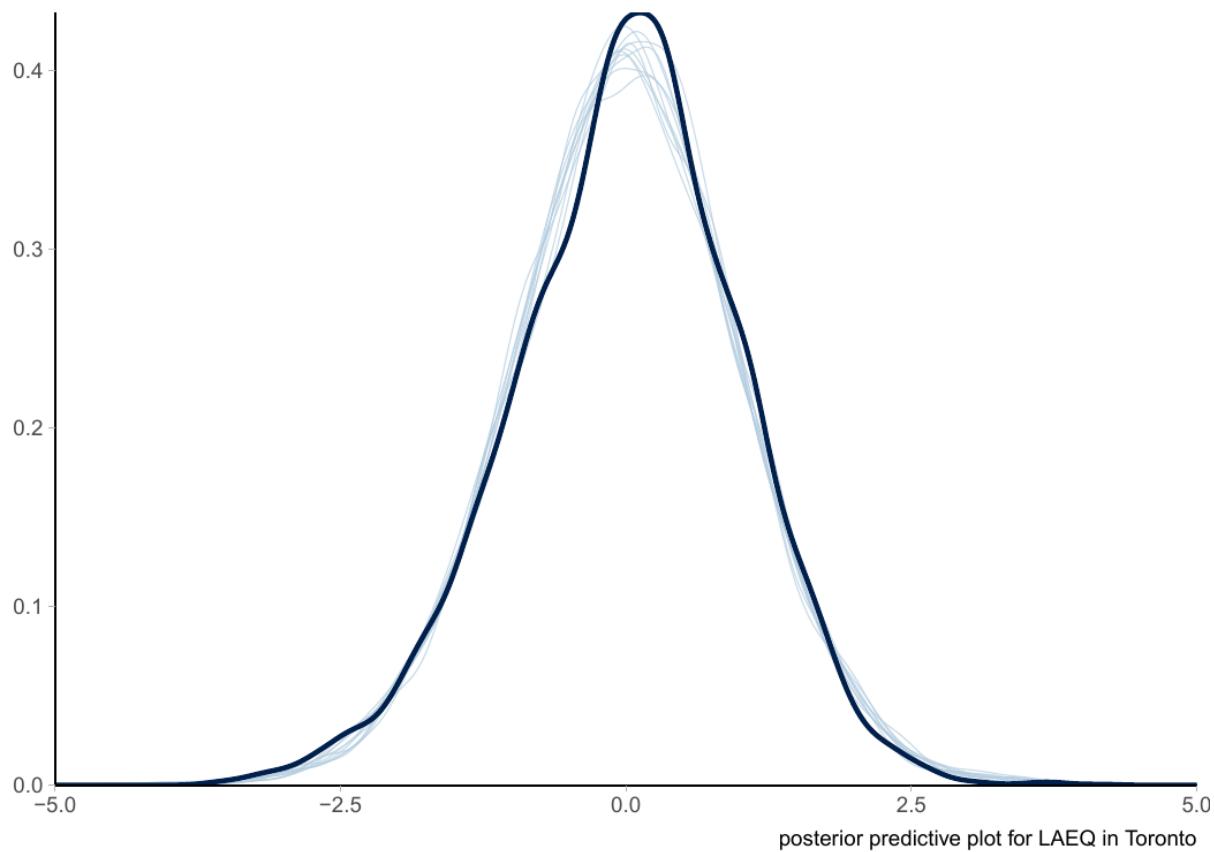


Figure 9 Posterior predictive plot for noise in Toronto

For NO₂ models

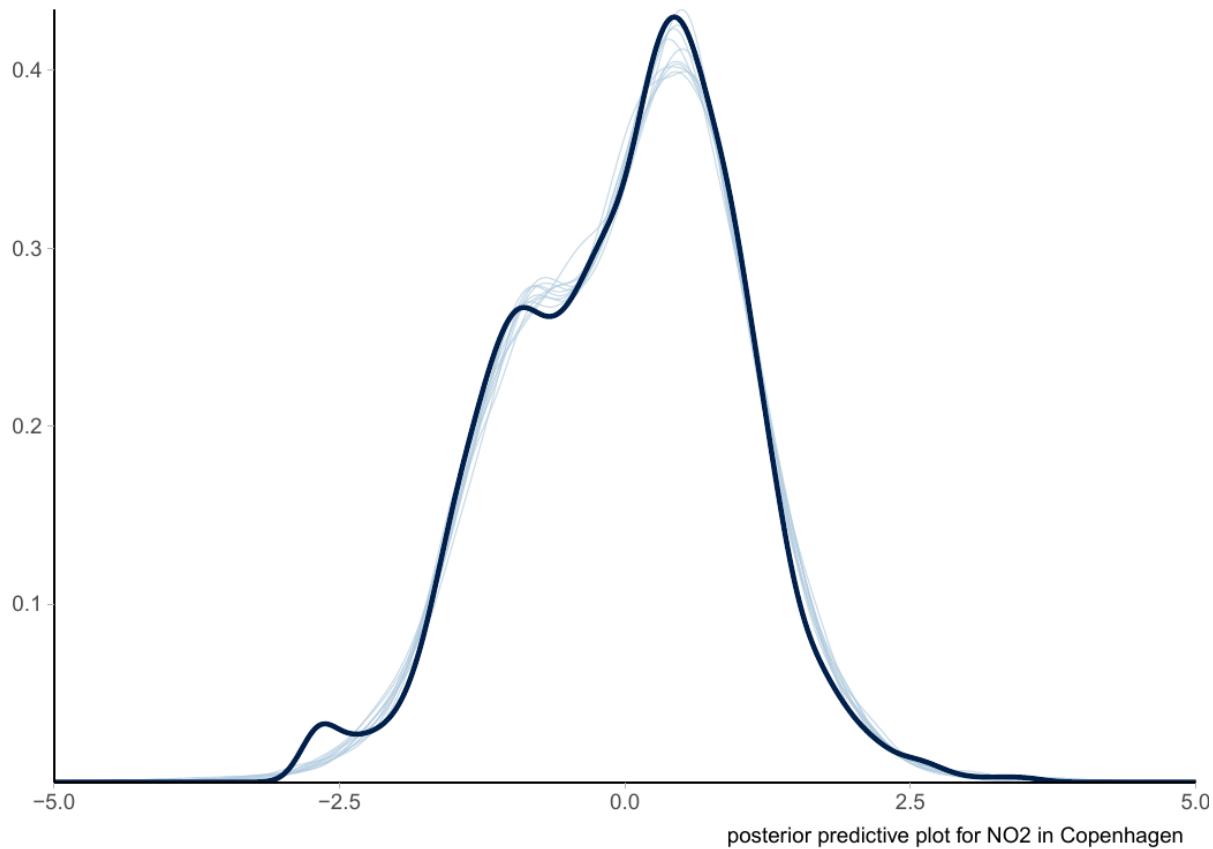


Figure 10 Posterior predictive plot for NO₂ in Copenhagen

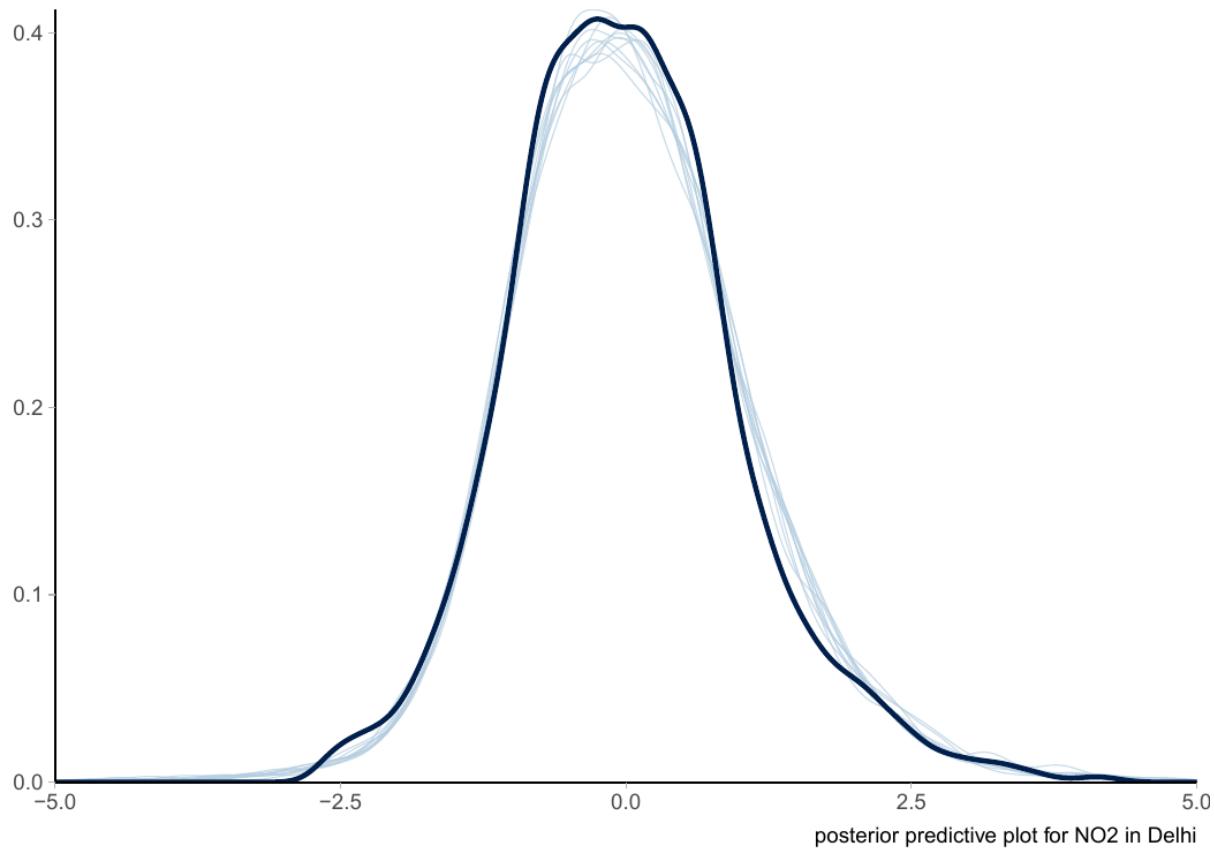


Figure 11 Posterior predictive plot for NO_2 in Delhi

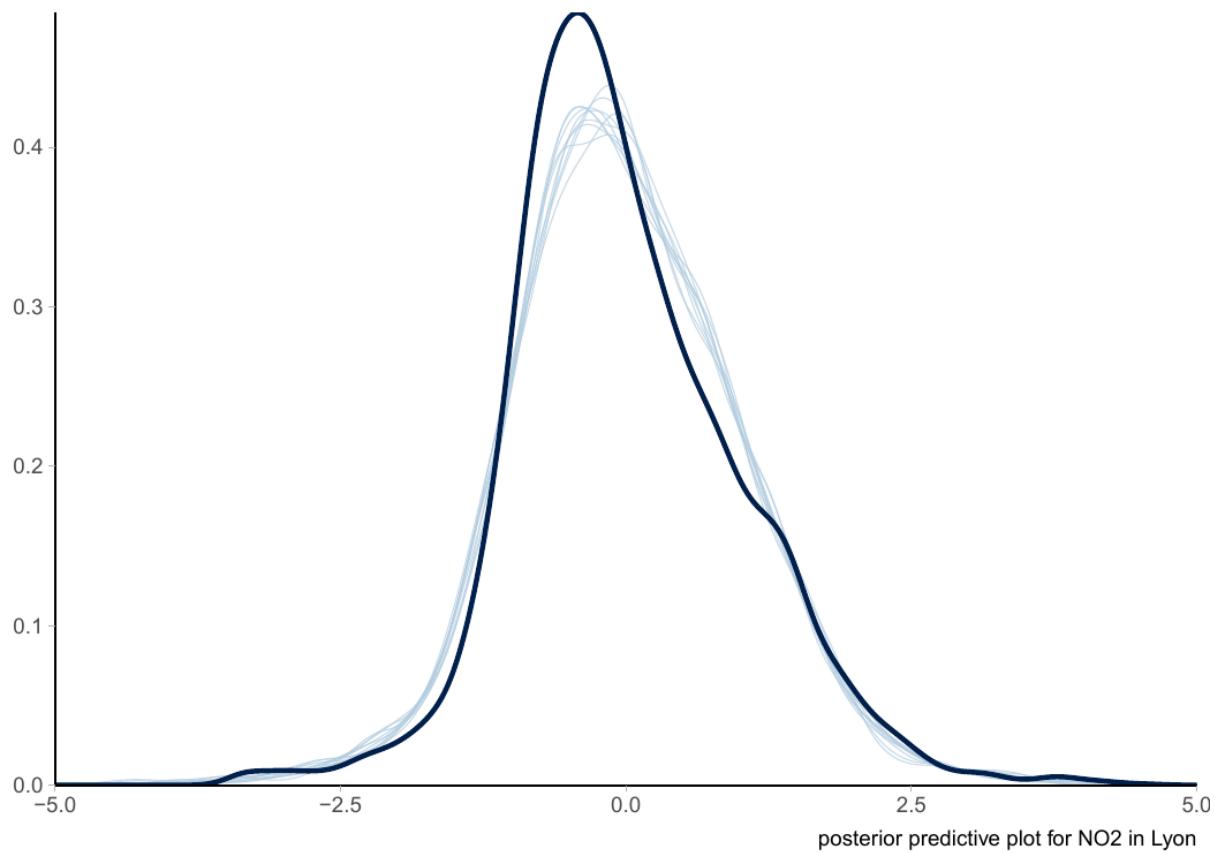


Figure 12 Posterior predictive plot for NO₂ in Lyon

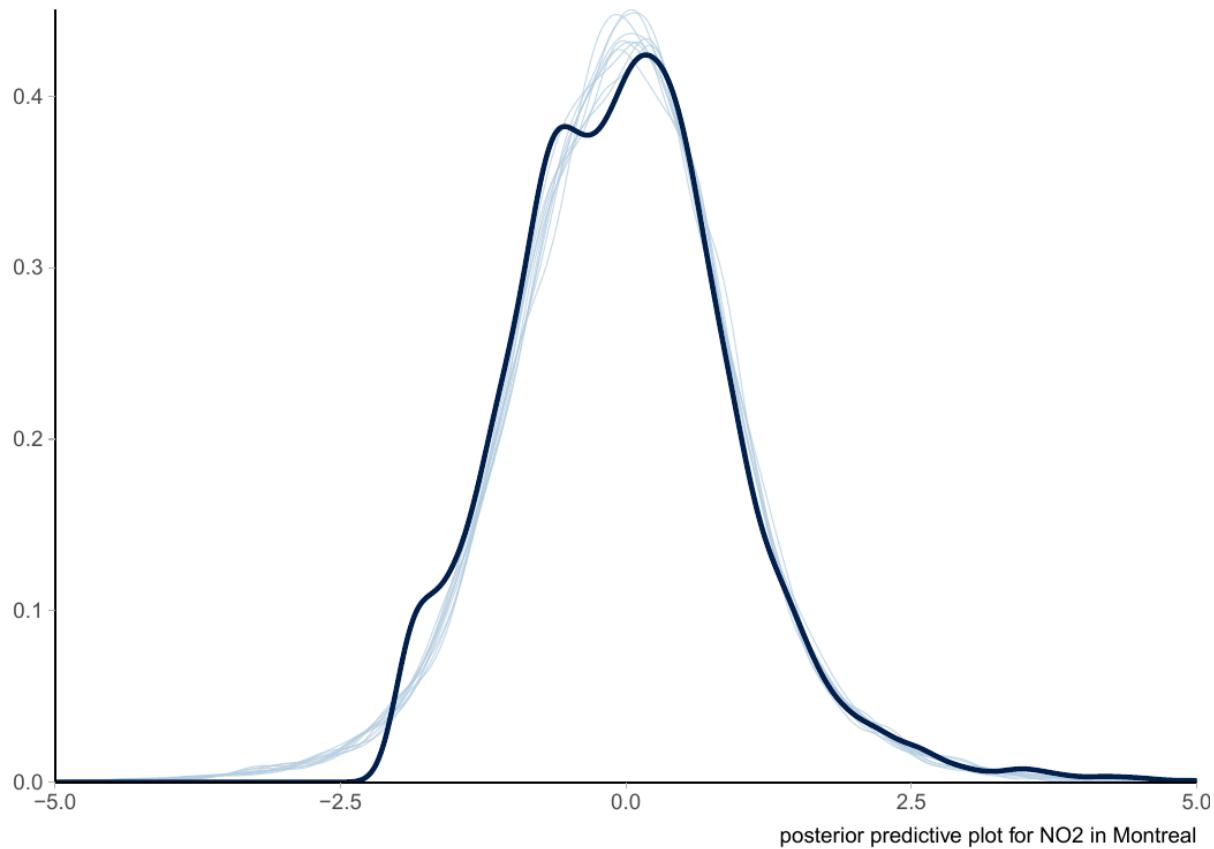


Figure 13 Posterior predictive plot for NO₂ in Montreal

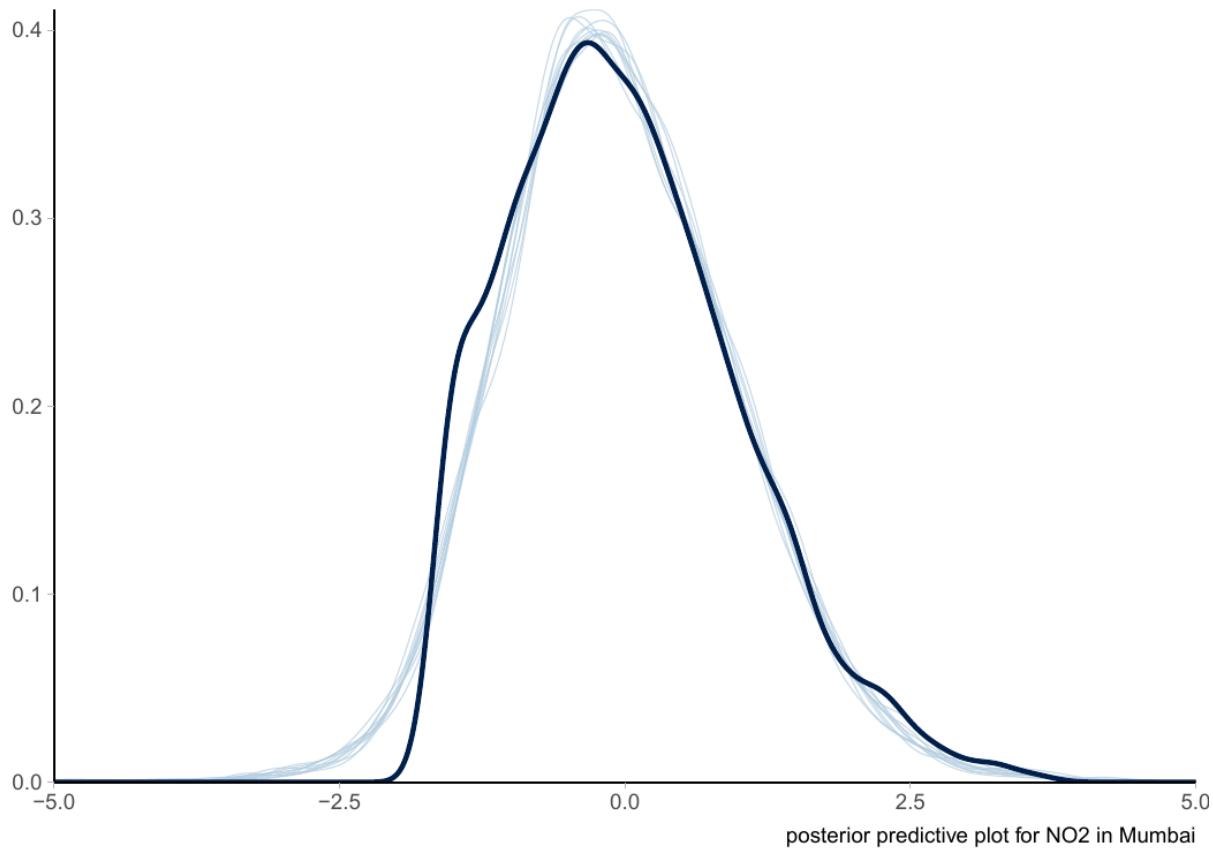


Figure 14 Posterior predictive plot for NO₂ in Mumbai

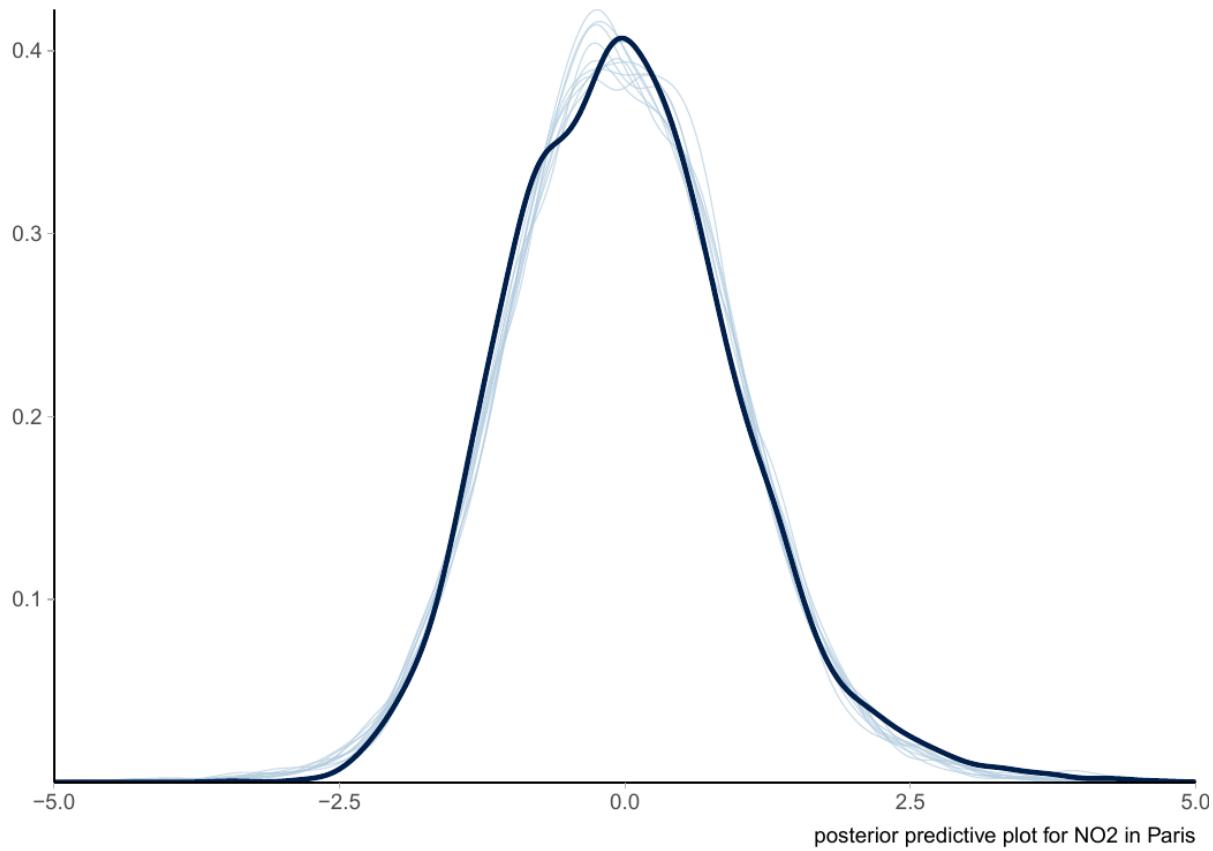


Figure 15 Posterior predictive plot for NO₂ in Paris

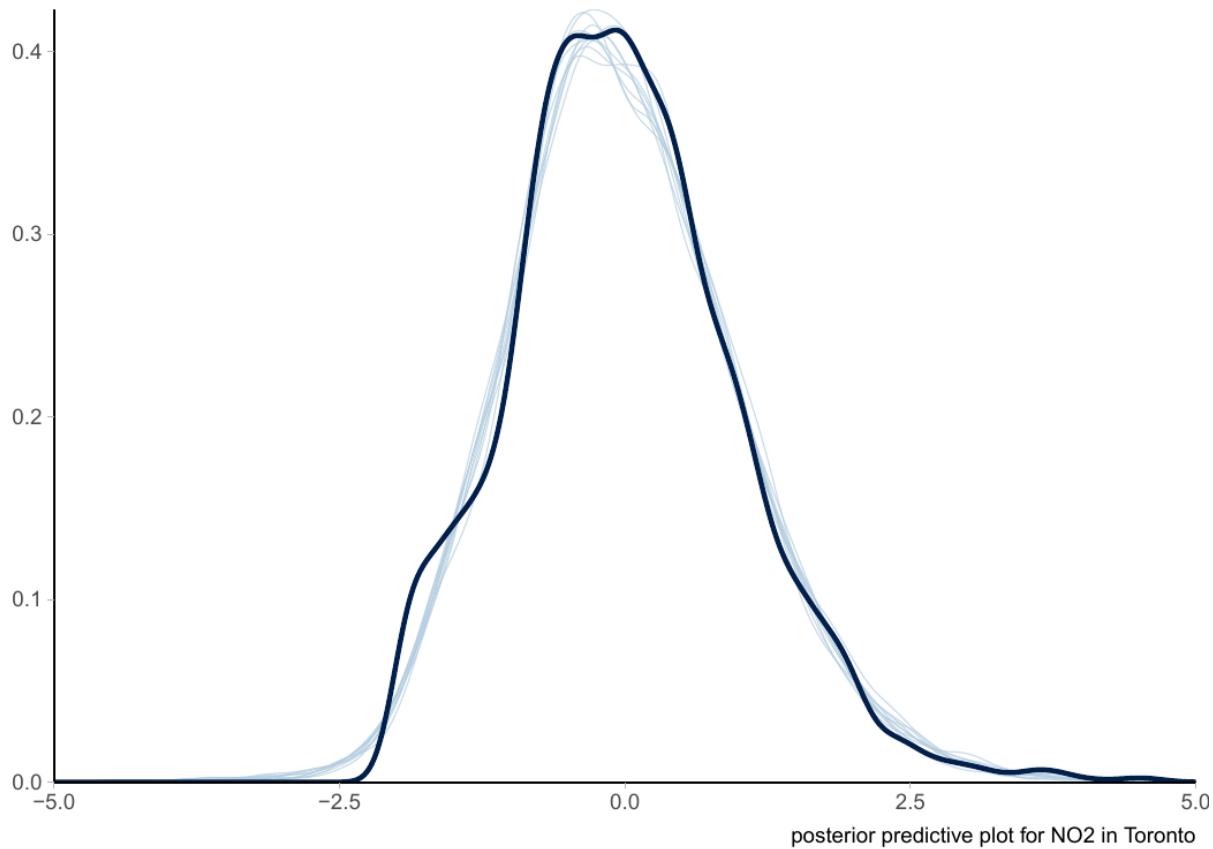


Figure 16 Posterior predictive plot for NO₂ in Toronto

Residuals checks

For noise models

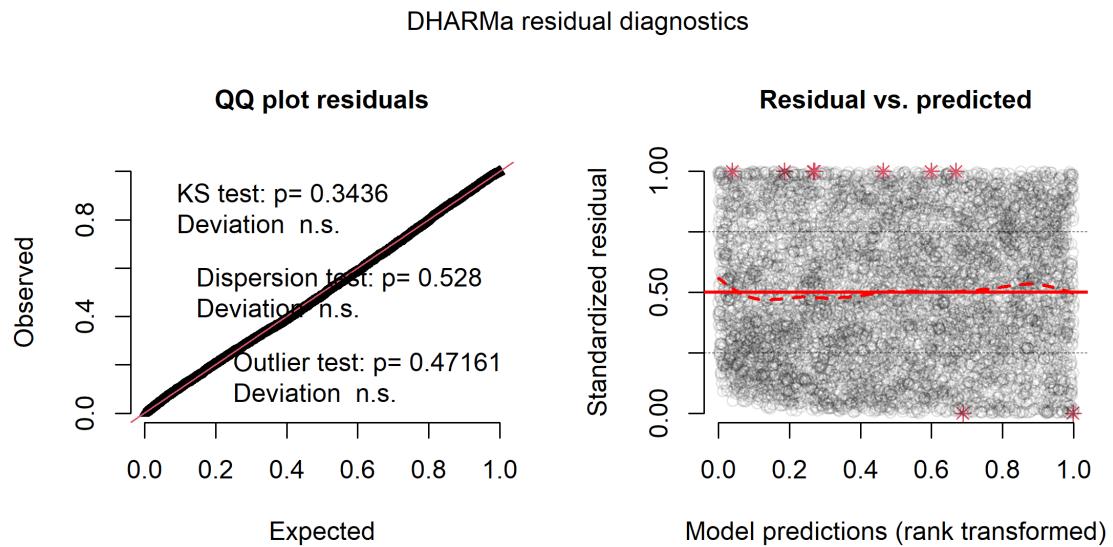


Figure 17 Residuals diagnostics for Copenhagen

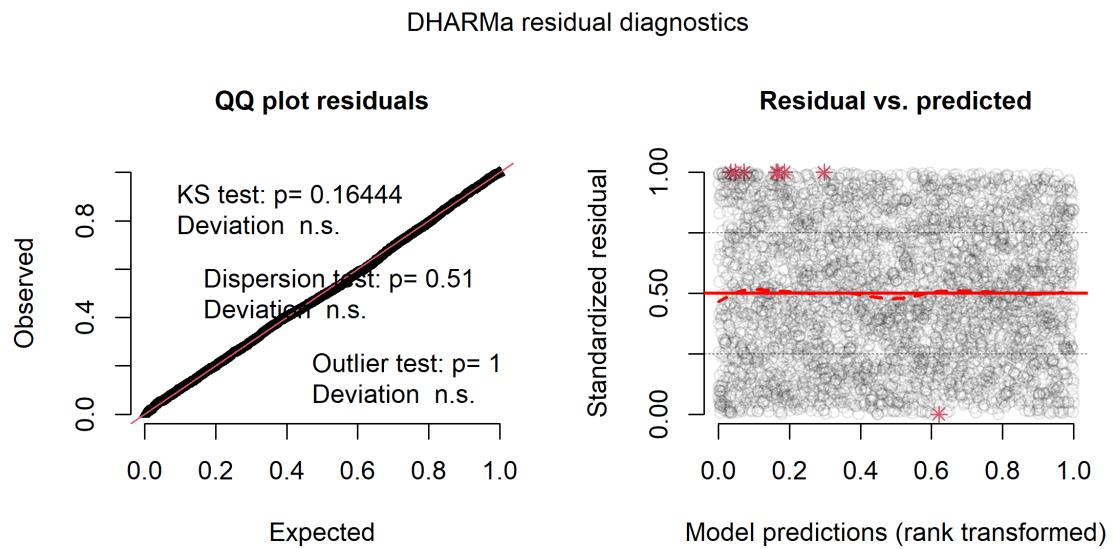


Figure 18 Residuals diagnostics for Delhi

DHARMA residual diagnostics

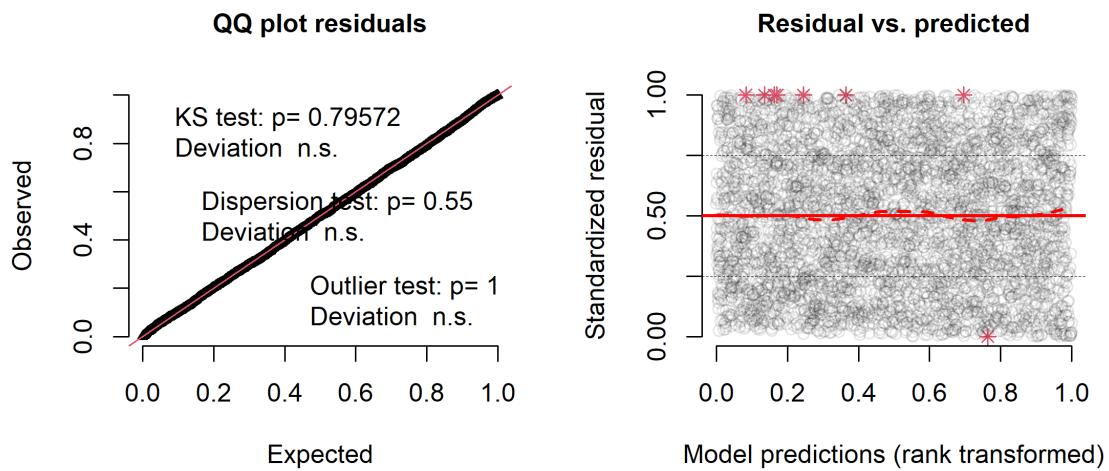


Figure 19 Residuals diagnostics for Lyon

DHARMA residual diagnostics

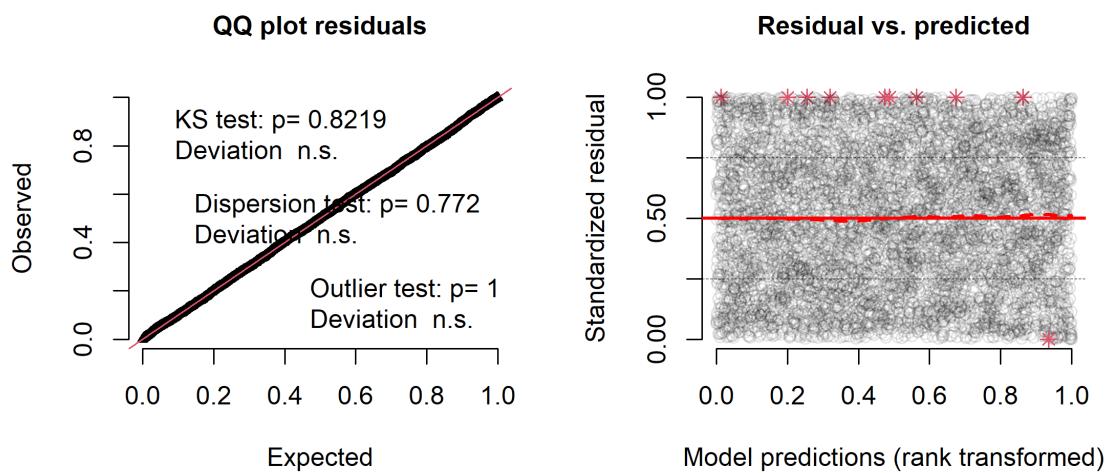


Figure 20 Residuals diagnostics for Montreal

DHARMA residual diagnostics

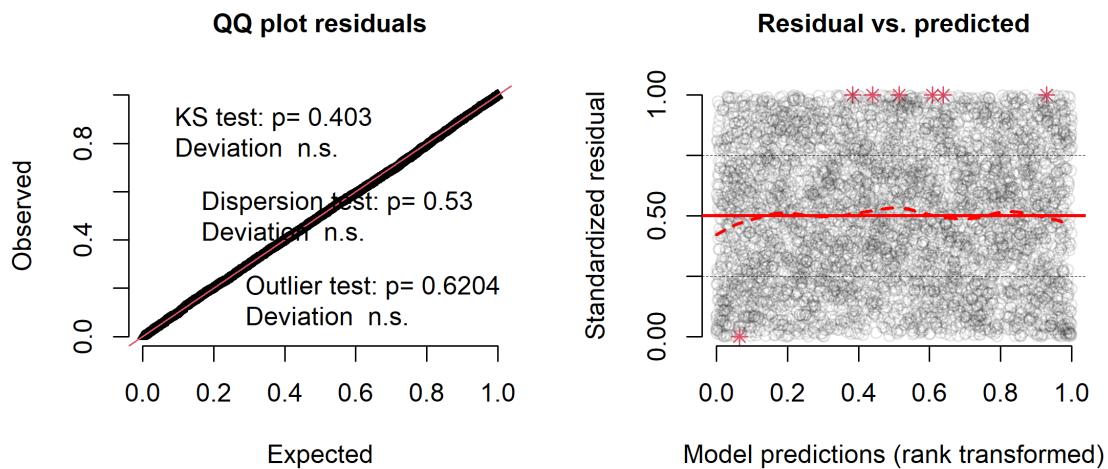


Figure 21 Residuals diagnostics for Mumbai

DHARMA residual diagnostics

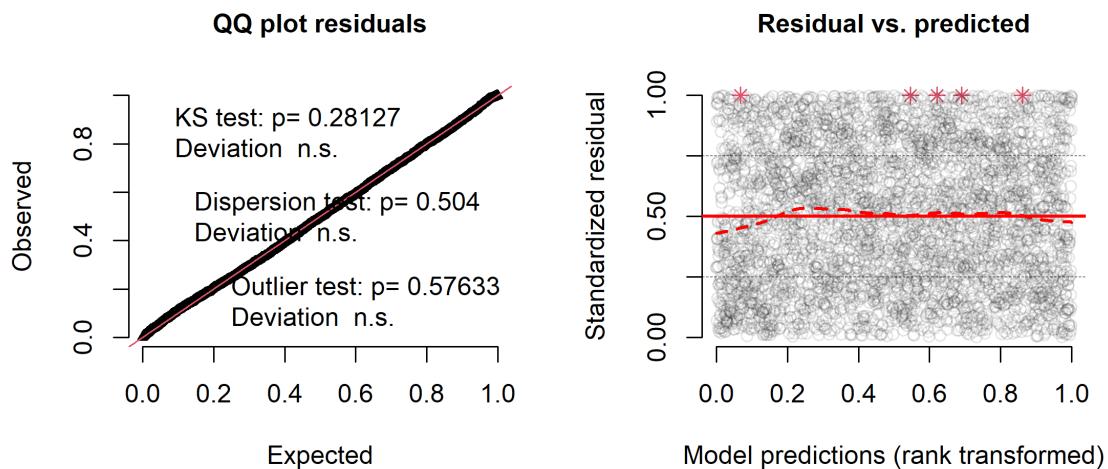


Figure 22 Residuals diagnostics for Paris

DHARMA residual diagnostics

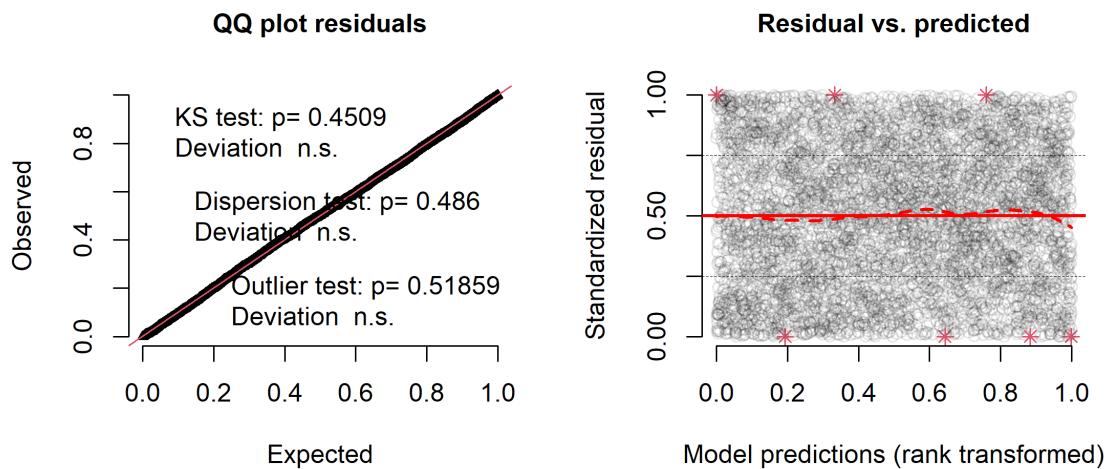


Figure 23 Residuals diagnostics for Toronto

For NO₂ models

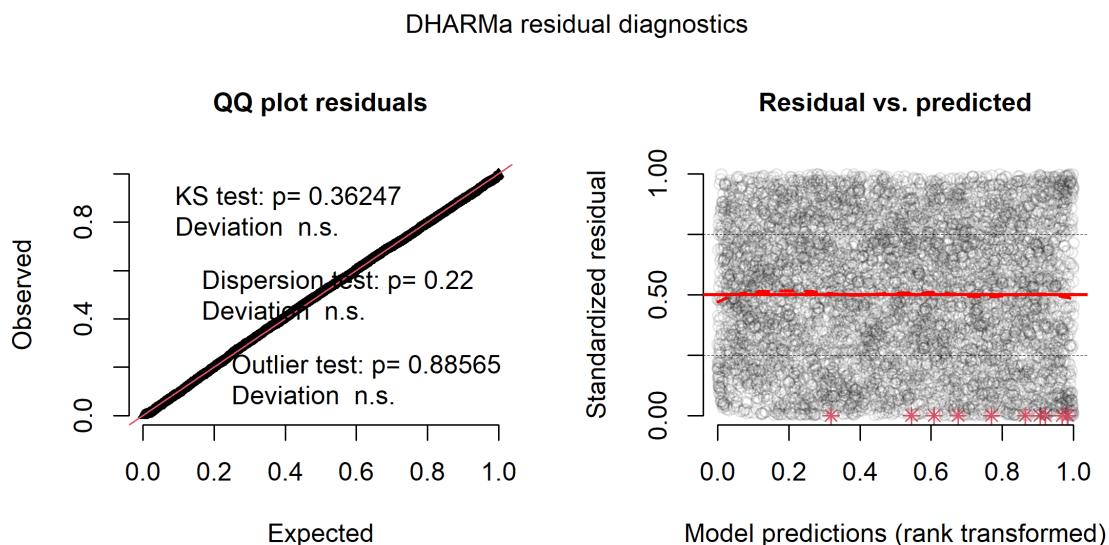


Figure 24 Residuals diagnostics for Copenhagen

DHARMA residual diagnostics

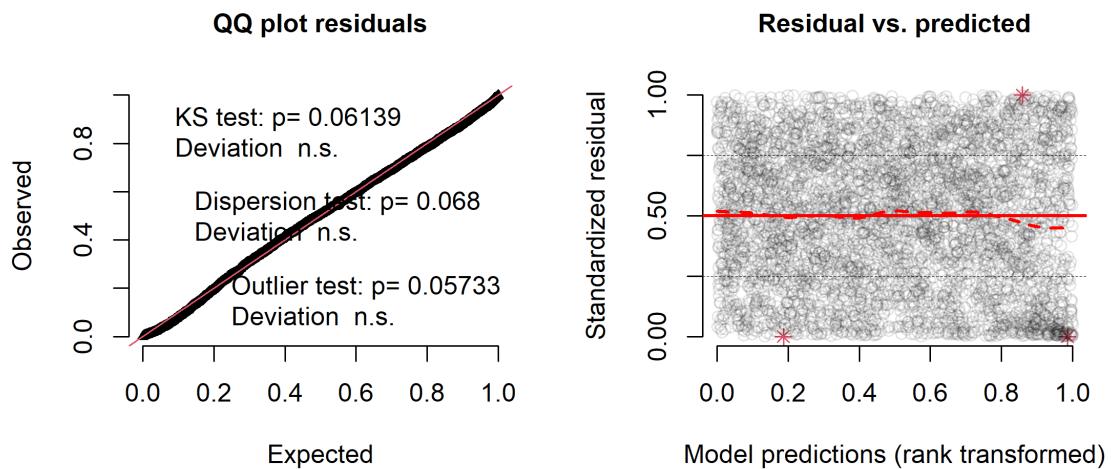


Figure 25 Residuals diagnostics for Delhi

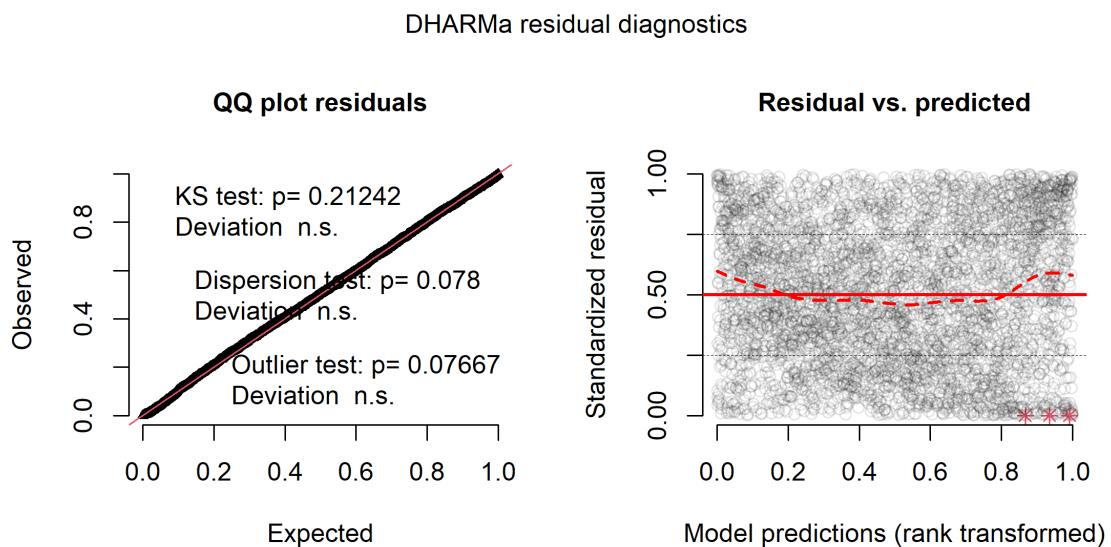


Figure 26 Residuals diagnostics for Lyon

DHARMA residual diagnostics

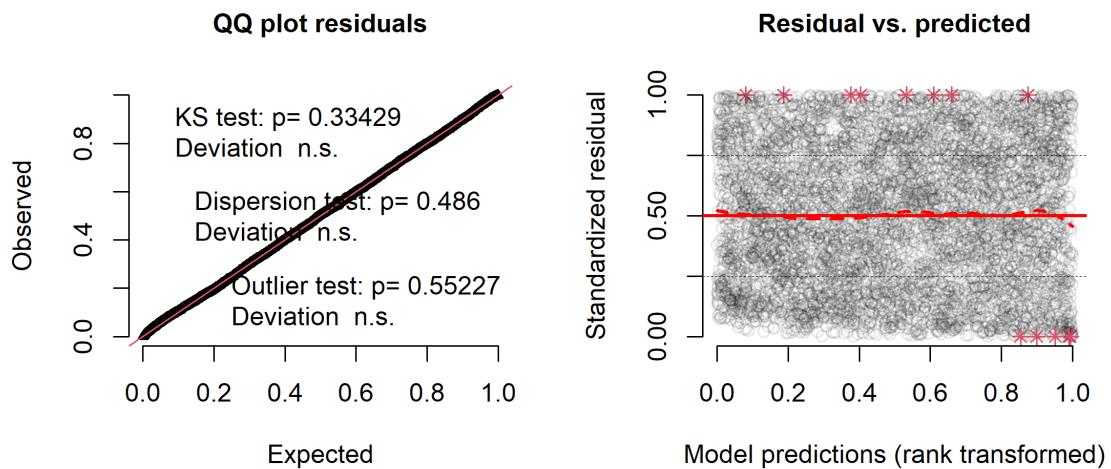


Figure 27 Residuals diagnostics for Montreal

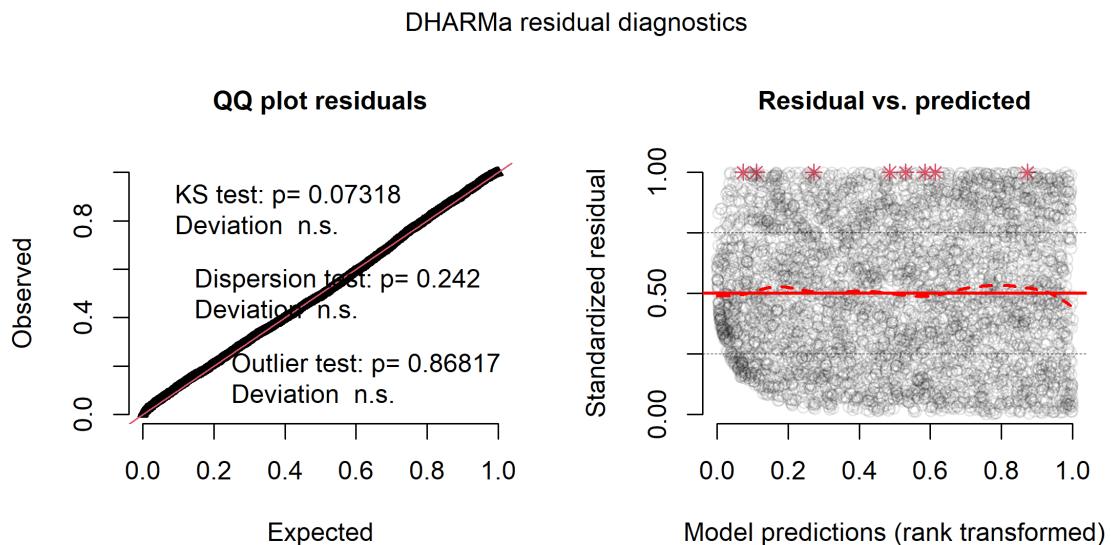


Figure 28 Residuals diagnostics for Mumbai

DHARMA residual diagnostics

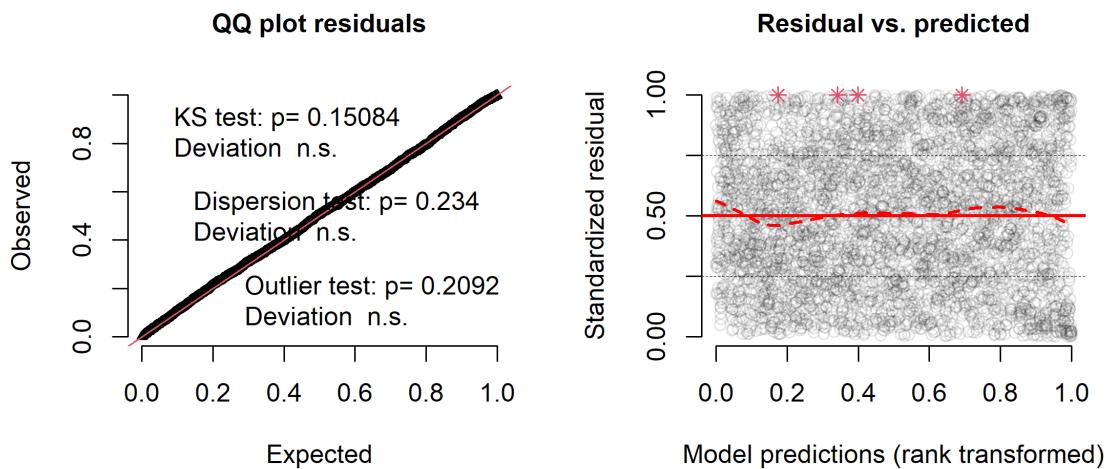


Figure 29 Residuals diagnostics for Paris

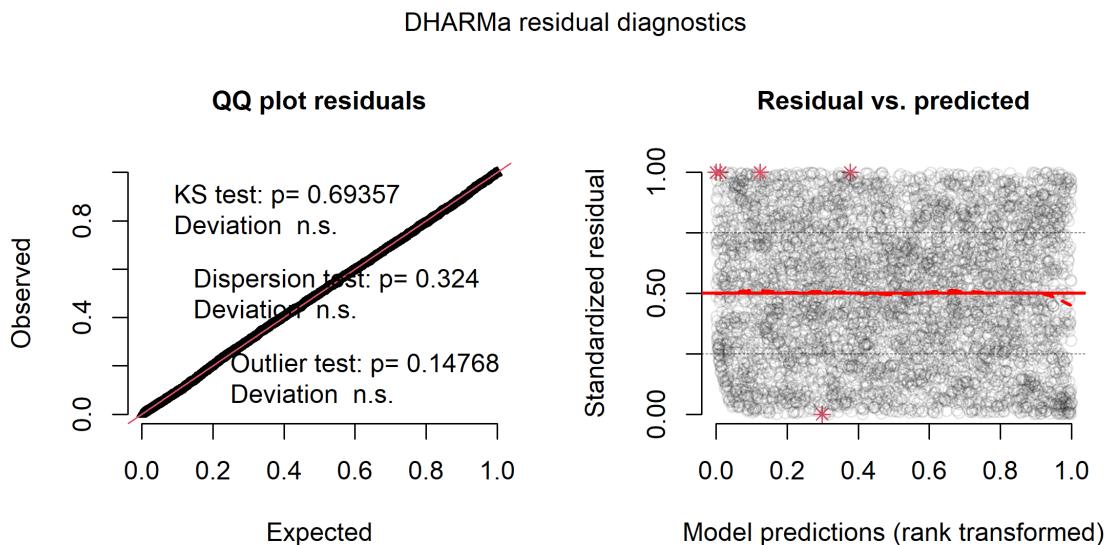


Figure 30 Residuals diagnostics for Toronto

Models' priors

All the selected priors are “weakly informative”. This is justified by the lack of information about the expected values for the studied parameters and by the fairly large amount of data, so strong priors are not required. We also used the same priors in each city because the dependent variables were centred and reduced and thus are expressed in standard deviations specific to each city.

For all the linear coefficients predicting NO₂ and noise, we have selected a normal prior with a mean of 0 and a standard deviation of 1 (normal(0,1)). For coefficients related to participants and data collection days, the same prior but with a standard deviation of 2 was selected (normal(0,2)). Half-T priors were defined for the variance of spatial splines (modelled as random effects) with $v = 3$, $\mu = 0$ and $\sigma = 10$ (student_t(3, 0, 10)) considering the variability needed for this two-dimensional term. The prior on v (degrees of freedom of the Student-T distribution), a gamma distribution with $\alpha = 2$ and $\beta = 0.4$ (gamma(2, 0.4)) was selected, representing the knowledge of the presence of extreme values in the dataset. For the effect of the sensors on the variance (NO₂ modelling only), a normal distribution with zero mean and a standard deviation of 0.5 (normal(0,0.5)) was selected to reflect potential strong differences in variance across sensors. For models predicting noise exposure, the prior for the temporal spline was also a Half-T distribution with $v = 3$, $\mu = 0$ and $\sigma = 2.5$ (student_t(3, 0, 2.5)). Less variation is supposed for the temporal variation than spatial variation for noise exposure. Finally, for the MA (Moving Average) terms, we used a flat prior with lower bound 0 and upper bound 1, reflecting the knowledge that the dependent variables are positively autocorrelated in time.

All the fixed effects priors are conservative because they are centred on 0 and are used to help the NUT (No-U-Turn) sampler to converge without sampling meaningless values. Indeed, it is very unlikely that one of these parameters has an impact greater than three times the standard deviation of the dependent variables.