

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

**POLLUTIONS ATMOSPHÉRIQUE ET SONORE EN MILIEU URBAIN**  
**LE CAS D'ABIDJAN (CÔTE D'IVOIRE)**

Par

Gaoussou SYLLA

Master en géographie de la santé

Thèse présentée pour obtenir le grade de

Philosophiae doctor, Ph.D.

**Doctorat en études urbaines**

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQÀM

Février 2024

Cette thèse intitulée

**POLLUTIONS ATMOSPHÉRIQUE ET SONORE EN MILIEU URBAIN  
LE CAS D'ABIDJAN (CÔTE D'IVOIRE)**

Présenté par

**Gaoussou SYLLA**

a été évalué par un jury composé de

Mme Carolyn COTÉ-LUSSIER, présidente, INRS

M. Cédric BRUNELLE, directeur de recherche, INRS

M. Philippe APPARICIO, codirecteur, Université de Sherbrooke

M. Juste RAJAONSON, examinateur externe, Université de Québec à Montréal

M. Emmanuel BONNET, examinateur externe, Paris 1 Panthéon-Sorbonne

*Je dédie ce travail à la mémoire de mon père, Feu El Hadj Yaya Ben Ismaël SYLLA*

## RÉSUMÉ

Les pollutions atmosphérique et sonore sont un enjeu environnemental et de santé publique dans de nombreuses villes tant des Nordes que des Suds. Les sources de pollution de ces deux nuisances sont aujourd'hui bien connues, soit principalement le transport et les activités industrielles. D'autres sources, comme la poussière et la combustion de la biomasse, sont spécifiques aux villes des Suds. Durant les dernières décennies, de nombreuses études ont modélisé et cartographié différents polluants atmosphériques et sonores. Toutefois, ces études ont été très majoritairement réalisées dans les villes des Nordes. Parmi les villes des Suds, celles d'Afrique de l'Ouest (ex. : Abidjan), ont été peu étudiées. Pourtant, les niveaux de pollution y sont souvent bien plus élevés et en augmentation en raison de changements majeurs qui s'y opèrent, notamment des démographies et urbanisations accélérées générant un étalement non maîtrisé et une croissance exponentielle du parc automobile.

Fort du constat relatif au manque des connaissances sur les pollutions atmosphérique et sonore dans les villes d'Afrique de l'Ouest, cette thèse portant sur le cas d'Abidjan vise à modéliser et à cartographier une série de polluants atmosphériques (dioxyde d'azote,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ) et d'indicateurs de bruit ( $L_{Aeq,30}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$  et  $L_{Amax}$ ).

Cette thèse est composée de six chapitres. Le premier est une revue de la littérature sur les pollutions atmosphérique et sonore. Elle conclut à la nécessité de caractérisation des villes des Suds en prenant en compte les approches émergentes de recherche. Le second chapitre fait une présentation de la méthodologie déployée, celle-ci met l'accent sur l'utilisation des capteurs à faible coût qui est une opportunité dans des contextes africains marqués par une faible surveillance continue. Une collecte extensive visant à maximiser la couverture de la ville et les types d'environnements urbains traversés a été réalisée. Au total, 920 kilomètres ont été parcourus dans les rues d'Abidjan avec des vélos instrumentés de différents appareils à faible coût mesurant trois polluants de l'air, le bruit et la position géographique et enregistrant des vidéos.

Les chapitres trois et quatre présentent les résultats de la modélisation sur le bruit et les polluants atmosphériques. Ces résultats indiquent que le type de route, la nature du revêtement (asphalte) et la présence de feu tricolore contribuent à augmenter le niveau des polluants. Des modèles généralisés additifs avec un terme autorégressif sont utilisés pour prédire les niveaux de pollution sur l'ensemble du réseau routier de la ville et produire ainsi des cartes. Le chapitre cinq fait une classification de la ville d'Abidjan en tenant compte des divers types de polluants étudiés. Celle-ci donne trois types d'environnement qui sont très-moyen-peu pollués, puis fait une analyse partielle de l'équité environnementale.

Et enfin le dernier chapitre croise les résultats des modélisations et de la classification, fait une comparaison avec d'autres études avant d'émettre des perspectives tant pour la recherche que pour la planification tout en tenant compte des limites de la thèse.

Mots clés : Abidjan, pollution, air, bruit, modélisation, équité environnementale.



## ABSTRACT

Air and noise pollution are major environmental and public health issues in many cities, both in the global North and South. Today, the sources of air and noise pollution are well known and derive mainly from transportation and industrial activities. Other sources, such as dust and biomass combustion, are specific to cities in the South. In recent decades, numerous studies have modeled and mapped various air and noise pollutants. However, most of these studies have been carried out in Northern cities. Among the Southern cities, West African cities (e.g., Abidjan) have been little studied. Yet pollution levels in these cities are often much higher, and on the rise, due to the major changes taking place. These changes are notably accelerated demographic and urbanization trends generating uncontrolled sprawl and exponential growth in the number of cars on the road.

Given the limited knowledge of air and noise pollution in Abidjan, this thesis aims to model and map several air pollutants (nitrogen dioxide,  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$ ) and noise indicators ( $L_{Aeq,30}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$  and  $L_{Amax}$ ).

This thesis is divided into six chapters. The first is a review of the literature on air and noise pollution. It concludes with the need to characterize cities in the South, taking into account new research paradigms. The second chapter takes stock of the methodology deployed, emphasizing the use of low-cost sensors as an opportunity in African contexts marked by low levels of continuous monitoring. Extensive data collection was carried out to maximize coverage of the city and the types of urban environments encountered. A total of 920 kilometers were covered in the streets of Abidjan with bicycles instrumented with various low-cost devices measuring three air pollutants, noise and geographical position, and recording video.

Chapters three and four present the modelling results for noise and air pollutants. These results indicate that the type of road, the nature of the surface (asphalt) and the presence of traffic lights all contribute to increasing pollutant levels. Additive generalized models with an autoregressive term are used to predict pollution levels across the city's road network and produce maps. Chapter five classifies the city of Abidjan according to the various types of pollutants studied. This gives three types of environments that are either very, moderately, or little polluted, followed by a partial analysis of environmental equity.

Finally, the last chapter cross-references the results of the modelling and classification, compares them with those of other studies and sets out prospects for both research and planning, bearing in mind the limits of the thesis.

Keywords: Abidjan, pollution, air, noise, modelling, environmental equity.

## AVANT-PROPOS

Depuis plusieurs décennies, l'actualité est marquée par les questions environnementales notamment celles des pollutions de l'air et du bruit. Cette prise de conscience générale est due aux effets de la dégradation de l'environnement sur les écosystèmes et sur la santé humaine. Dans cette perspective, nous assistons d'une part à l'organisation de nombreux sommets sur la question et d'autre part à la multiplication des recherches scientifiques. Les études réalisées sur les pollutions en milieu urbain ont porté sur divers aspects à savoir les sources, les concentrations, les impacts sanitaires et environnementaux (équité environnementale). Les résultats de ces études ont rapporté que : 1) la circulation routière est une source majeure de ces pollutions; 2) les niveaux de pollution sont souvent supérieurs aux normes de l'OMS; 3) certains groupes vulnérables d'un point de vue socioéconomique ou physiologique (par exemple, les personnes à faible revenu, les minorités visibles) sont surexposés à diverses nuisances, soit des iniquités environnementales. Cependant, force est de constater que les villes des Nord, bien que généralement moins polluées que celles des Suds, sont les plus étudiées. Ce constat nous a amenés à nous intéresser aux pollutions atmosphériques et sonores à Abidjan. Compte tenu de la rareté de données de bonne qualité, nous avons opté pour une cueillette de données primaires avec une méthode innovante. Cette thèse de doctorat s'inscrit dans la continuité des études sur la caractérisation des pollutions en milieu urbain. Toutefois, elle s'en démarque par plusieurs aspects. D'abord, elle étudie de manière simultanée la pollution de l'air et celle du bruit. Ensuite, elle utilise des données primaires issues d'une vaste collecte à vélo. Enfin, elle privilégie l'utilisation de la *LUR* qui a une bonne capacité prédictive dans la mesure où elle tient compte des facteurs du microenvironnement.

## REMERCIEMENTS

Le chemin fut long, difficile et parsemé d'embuche, mais nous y sommes. Ainsi s'achève une belle aventure qui a commencé depuis plus de dix ans. Si j'ai pris seul la décision d'un tel parcours, sa réalisation m'a permis de rencontrer des Hommes de grandes valeurs. Que tous trouvent ici, l'expression de mon infinie reconnaissance et de ma profonde gratitude.

Je voudrais remercier mon directeur Cédric Brunelle et mon co-directeur Philippe Apparicio pour la confiance qu'ils m'ont accordé en acceptant l'encadrement de ces travaux. Ils ont forgé mon caractère en me montrant la voix à suivre. Au fil des années j'ai compris en me référant à cette citation d'auteur inconnu « Avec un chef, on obéit. Avec un manager, on réfléchit. Avec un leader, on grandit », que Cédric Brunelle et Philippe Apparicio ne sont ni chefs, ni managers mais de vrais leaders.

Je tiens également à remercier l'ensemble des membres de mon jury à savoir Emmanuel Bonnet, Juste Rajaonson et Carolyn Coté-Lussier pour avoir accepté l'évaluation de ces travaux de recherche.

Merci à toute l'équipe du LADU (Laboratoire en statistiques spatiales et développement urbain) et de l'ex LAEQ (Laboratoire d'équité environnementale), mention spéciale à Vincent Jarry pour sa contribution à la collecte de données et à Jérémy Gelb pour sa contribution aux différentes phases de structuration. Une pensée à Clarence Hatton-Proulx, Salomé Vallette, Hélène Madénian, Andrés Henao Florez, Victoria Jepson. Mes chers ami.e.s. trouvez ici l'expression de ma profonde gratitude.

À ma marraine Rose Yelle, son mari Jean Luc Gale et ses enfants.

Je suis reconnaissant envers le Conseil de recherches en sciences humaines du Canada pour son soutien financier à travers ses nombreux programmes, notamment la Chaire de recherche du Canada sur l'équité environnementale.

Merci au gouvernement de Côte d'Ivoire qui a bien voulu m'accompagner et me soutenir dans cette belle aventure.

Je voudrais dire infiniment merci pour tout ! Mes pensées et mes remerciements vont aussi à tous ceux et celles qui préfèrent rester anonymes ou que je n'ai pu citer ici et dont la contribution à cette thèse fut déterminante. Je regrette de ne pouvoir tous vous nommer individuellement ici.

Enfin, je voudrais dire un merci à mes parents, à ma maman, à mon père trop tôt disparu, à Phatym Sidibé, à mes frères et sœurs, à Ibrahim Biram Touré l'autre moi, à Bohoussou Bécanti eux qui n'ont ménagé aucun effort pour me soutenir.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>xiii</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>xv</b>
<b>Liste des abréviations et des sigles</b> .....	<b>xviii</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>Chapitre 1 : Objet d'étude</b> .....	<b>4</b>
1.1 Pollution atmosphérique .....	4
1.1.1 Polluants et valeurs recommandées .....	4
1.1.2 Sources des polluants gazeux et particuliers .....	6
1.1.3 Impacts sur la santé humaine .....	9
1.1.4 Pollution atmosphérique et modélisation .....	11
1.1.5 Pollution atmosphérique et villes des Suds.....	12
1.2 Pollution sonore .....	17
1.2.1 Mesures, caractéristiques et indicateurs du bruit environnemental .....	18
1.2.2 Bruit environnemental et valeurs recommandées .....	21
1.2.3 Sources du bruit environnemental .....	22
1.2.4 Impacts sur la santé humaine .....	24
1.2.5 Pollution sonore et modélisation .....	27
1.2.6 Pollution sonore et villes des Suds .....	28
1.3 Forme urbaine et pollution dans les villes des Suds .....	34
1.3.1 Croissances démographique et urbaine .....	35
1.3.2 Étalement urbain et transport .....	36
1.3.3 Caractéristiques à l'échelle locale.....	38
1.4 Justice environnementale et pollutions atmosphérique et sonore.....	40
1.4.1 Études classiques sur les villes des Nords .....	42
1.4.2 Études sur les villes des Suds .....	45
1.5 Problématique.....	46

1.5.1. Questions de recherche et hypothèses.....	50
1.5.2. Objectifs généraux de recherche .....	51
1.5.3. Cadre conceptuel et théorique.....	52
1.6 Organisation de la thèse .....	53
1.7 Apport de la thèse.....	54
<b>Chapitre 2 : Approche méthodologique.....</b>	<b>56</b>
2.1. Territoire à l'étude .....	56
2.2. Collecte extensive de données primaires .....	59
2.2.1. Instruments de mesure utilisés .....	60
2.2.2 Trajets réalisés .....	63
2.2.3. Structuration des données primaires .....	65
2.3. Données secondaires .....	68
2.3.1. Données OpenStreetMap et données météorologiques .....	68
2.3.2. Fusion des données primaires et secondaires.....	73
2.4. Modélisation des mesures de pollution et des cartes de prédiction .....	73
2.6 Cartographie des polluants pour l'ensemble du réseau routier.....	75
2.7 Typologie de l'ensemble routier en fonction des quatre polluants .....	76
2.8 Tentatives de diagnostics d'équité environnementale .....	76
<b>Chapitre 3 : Modélisation et cartographie du bruit .....</b>	<b>77</b>
3.1. Résultats des analyses univariées et bivariées .....	77
3.2. Résultats des modèles bayésiens.....	78
3.2.1. Qualité d'ajustement des modèles.....	78
3.2.2. Variables de contrôle .....	79
3.2.3. Variables explicatives .....	87
3.3. Production des cartes de bruit.....	87
3.4 Conclusion.....	95
<b>Chapitre 4 : Modélisation et cartographie de polluants atmosphériques .....</b>	<b>96</b>
4.1. Résultats des analyses univariées et bivariées .....	96

4.2. Résultats des modèles bayésiens.....	98
4.1.1. <i>Qualité d'ajustement des modèles</i> .....	98
4.2.2. <i>Variables de contrôle</i> .....	99
4.2.3. <i>Variables explicatives</i> .....	101
4.3. Production des cartes des polluants.....	106
4.4 Conclusion.....	110
<b>Chapitre 5 : Classification de l'environnement routier .....</b>	<b>112</b>
5.1. Analyses exploratoires bivariées.....	112
5.1.1. <i>Corrélation entre les différents polluants pour les cartes de prédiction</i> .....	112
5.1.2. <i>Indicateurs de polluants et types d'axes</i> .....	113
5.1.3. <i>Indicateurs de polluants et type de revêtement</i> .....	119
5.2. Résultats de la classification <i>k-means</i> .....	126
5.3. Diagnostic d'équité environnementale : une analyse exploratoire .....	131
5.4. Conclusion .....	141
<b>Chapitre 6 : Discussion des résultats et perspectives .....</b>	<b>142</b>
6.1. Rappel des principaux résultats .....	142
6.1.1. <i>Bruit</i> .....	142
6.1.2. <i>Polluants atmosphériques</i> .....	143
6.1.3. <i>Équité environnementale</i> .....	144
6.1.4. <i>Environnement et pollutions</i> .....	144
6.2. Interprétation en fonction de la littérature .....	145
6.2.1. <i>Pollution sonore : comparaison avec des travaux antérieurs</i> .....	145
6.2.2. <i>Pollution atmosphérique : comparaison avec des travaux antérieurs</i> .....	147
6.2.3. <i>Équité environnementale : comparaison avec des travaux antérieurs</i> .....	148
6.2.4. <i>Compréhension de la multiexposition</i> .....	150
6.2.5. <i>Dimension spatiale et pollutions</i> .....	150
6.3. Mobilité durable et villes africaines.....	152
6.4. Forces et limites.....	153

6.5. Perspectives .....	155
<b>Bibliographie .....</b>	<b>157</b>
<b>Annexe 1 : Matériel supplémentaire pour le chapitre 3 sur la pollution sonore .....</b>	<b>184</b>
<b>Annexe 2 : Matériel supplémentaire pour le chapitre 4 sur la pollution atmosphérique..</b>	<b>206</b>



## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Valeurs recommandées par l’OMS pour les principaux polluants atmosphériques.....	5
Tableau 2. Valeurs guides utilisées pour les principaux polluants en Côte d’Ivoire.....	5
Tableau 3. Brève synthèse des études sur la pollution atmosphérique dans les villes d’Afrique de l’Ouest.....	15
Tableau 4. Récapitulatif des indicateurs retenus .....	21
Tableau 5. Recommandations de l’OMS pour le bruit selon les sources .....	21
Tableau 6. Brève synthèse des études sur la pollution sonore dans les villes d’Afrique de l’Ouest .....	31
Tableau 7. Projections de la population mondiale (en millions).....	36
Tableau 8. Types de routes .....	69
Tableau 9. Variables des modèles de pollution .....	75
Tableau 10. Statistiques récapitulatives des indicateurs de bruit pour des segments de 30 secondes pendant le cycle (n = 8 490) .....	77
Tableau 11. Valeurs de corrélation de Pearson entre les six descripteurs de bruit .....	78
Tableau 12. Statistiques d’ajustement pour les modèles bayésiens pour le bruit.....	79
Tableau 13. Estimation des modèles bayésiens pour le bruit (partie 1) .....	85
Tableau 14. Estimation des modèles bayésiens pour le bruit (partie 2) .....	86
Tableau 15. Statistiques descriptives pour les polluants atmosphériques (n = 4 212).....	98
Tableau 16. Qualité d’ajustement des modèles bayésiens pour les polluants atmosphériques..	99
Tableau 17. Résultats des modèles bayésiens pour les polluants atmosphériques .....	101
Tableau 18. Corrélation entre les polluants pour les cartes de prédiction .....	113
Tableau 19. Analyse de variance entre les indicateurs de polluants et les types d’axes routiers .....	114
Tableau 20. Tableau de contingence entre les types d’axes routier et le type de revêtement..	120
Tableau 21. Test <i>t</i> entre les indicateurs de polluants et le type de revêtement .....	121
Tableau 22. Valeurs moyennes des quatre polluants utilisés dans la typologie et d’autres variables.....	127
Tableau 23. Analyse de variance entre les indicateurs de polluants et les communes .....	132
Tableau 24. Tableau croisé des tronçons de rues selon la typologie issue du <i>k-means</i> et les communes triées selon leur indice de pauvreté non financière.....	140
Tableau 25. Comparaison des valeurs obtenues dans l’études avec les valeurs recommandées de l’OMS et de la Côte d’Ivoire .....	143

Tableau 26. Modèles pour,  $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$  ..... 184

Tableau 27. Distributions a priori utilisées pour les trois modèles bayésiens ..... 206

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Particularité de l'échelle logarithmique .....	19
Figure 2. Échelle des décibels.....	19
Figure 3. Effets psychophysiologiques, facteurs de risque et maladies cardiovasculaires liés au bruit.....	25
Figure 4. Aspects de la justice environnementale.....	41
Figure 5. Justice distributionnelle ou équité environnementale .....	42
Figure 6. Cadre conceptuel pour la modélisation des pollutions .....	52
Figure 7. Carte administrative d'Abidjan .....	57
Figure 8. Carte de la pauvreté non financière d'Abidjan .....	59
Figure 9. Présentation des appareils utilisés pour la collecte.....	62
Figure 10. Trajets réalisés lors de la collecte .....	64
Figure 11. Données collectées selon la journée, l'heure et le type d'axe emprunté .....	65
Figure 12. Structuration des données.....	66
Figure 13. Présentation des points GPS non appariés et appariés.....	67
Figure 14. Typologie des routes d'Abidjan.....	70
Figure 15. Revêtement des routes d'Abidjan .....	71
Figure 16. Photos de routes non asphaltées à Abidjan prises durant la collecte de données ....	72
Figure 17. <i>Splines</i> temporelles pour le bruit (minutes écoulées depuis 8 h).....	80
Figure 18. <i>Splines</i> spatiales pour le bruit (partie 1).....	81
Figure 19. <i>Splines</i> spatiales pour le bruit (partie 2).....	82
Figure 20. <i>Splines</i> spatiales pour le bruit (partie 3).....	83
Figure 21. <i>Splines</i> pour la distance à l'axe majeur le plus proche et les indicateurs de bruit. ....	84
Figure 22. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Aeq,30s}$ ). .....	89
Figure 23. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A10}$ )......	90
Figure 24. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A50}$ )......	91
Figure 25. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A90}$ )......	92
Figure 26. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Amin}$ )......	93
Figure 27. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Amax}$ )......	94
Figure 28. Corrélation des valeurs mesurées par les capteurs des participants .....	97
Figure 29. Effet du moment de la journée pour les polluants atmosphériques .....	100
Figure 30. Effet de la distance à l'axe majeur le plus proche .....	103
Figure 31. Effet de la localisation géographique pour le $NO_2$ ( <i>spline</i> bivariée).....	104

Figure 32. Effet de la localisation géographique pour les $PM_{2,5}$ ( <i>spline</i> bivariée) .....	105
Figure 33. Effet de la localisation géographique pour les $PM_{10}$ ( <i>spline</i> bivariée).....	106
Figure 34. Carte de prédiction de l'exposition au $NO_2$ ( $\mu g/m^3$ ).....	108
Figure 35. Carte de prédiction de l'exposition aux $PM_{2,5}$ ( $\mu g/m^3$ ).....	109
Figure 36. Carte de prédiction de l'exposition aux $PM_{10}$ ( $\mu g/m^3$ ) .....	110
Figure 37. Graphiques en violon entre le $L_{Aeq30}$ et les types d'axes routiers .....	115
Figure 38. Graphiques en violon entre le $NO_2$ et les types d'axes routiers.....	116
Figure 39. Graphiques en violon entre les $PM_{2,5}$ et les types d'axes routiers .....	117
Figure 40. Graphiques en violon entre les $PM_{10}$ et les types d'axes routiers.....	118
Figure 41. Graphiques en violon entre le $L_{Aeq30}$ et le type de revêtement.....	122
Figure 42. Graphiques en violon entre le $NO_2$ et le type de revêtement.....	123
Figure 43. Graphiques en violon entre les $PM_{2,5}$ et le type de revêtement.....	124
Figure 44. Graphiques en violon entre les $PM_{10}$ et le type de revêtement.....	125
Figure 45. Inertie expliquée en fonction du nombre de classes pour le <i>k-means</i> .....	126
Figure 46. Cartographie de la typologie.....	131
Figure 47. Graphiques en violon entre le $L_{Aeq30}$ et la commune selon l'indice de pauvreté.....	135
Figure 48. Graphiques en violon entre le $NO_2$ et la commune selon l'indice de pauvreté .....	136
Figure 49. Graphiques en violon entre le $PM_{2,5}$ et la commune selon l'indice de pauvreté .....	137
Figure 50. Graphiques en violon entre le $PM_{10}$ et la commune selon l'indice de pauvreté .....	138
Figure 51. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,30s}$ .....	185
Figure 52. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,30s}$ (suite) .....	186
Figure 53. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,30s}$ (suite) .....	187
Figure 54. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,10}$ .....	188
Figure 55. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,10}$ (suite).....	189
Figure 56. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,10}$ (suite).....	190
Figure 57. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,50}$ .....	191
Figure 58. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,50}$ (suite).....	192
Figure 59. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,50}$ (suite).....	193
Figure 60. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,90}$ .....	194
Figure 61. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,90}$ (suite).....	195
Figure 62. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Aeq,90}$ (suite).....	196
Figure 63. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amin}$ .....	197
Figure 64. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amin}$ (suite).....	198
Figure 65. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amin}$ (suite).....	199

Figure 66. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amax}$ .....	200
Figure 67. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amax}$ (suite).....	201
Figure 68. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle $L_{Amax}$ (suite).....	202
Figure 69. Prédicatif postérieur pour le $L_{Aeq,30s}$ .....	203
Figure 70. Prédicatif postérieur pour le $L_{A10}$ .....	203
Figure 71. Prédicatif postérieur pour le $L_{A50}$ .....	204
Figure 72. Prédicatif postérieur pour le $L_{A90}$ .....	204
Figure 73. Prédicatif postérieur pour le $L_{Amin}$ .....	205
Figure 74. Prédicatif postérieur pour le $L_{Amax}$ .....	205

## LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

AGEDI	Agence de Gestion et de Développement des Infrastructures Industrielles
CEDEAO	Communauté économique des États de l'Afrique de l'Ouest
CO	Monoxyde d'azote
COV	Composés organiques volatils
DACCIWA	Dynamics-Aerosol-Chemistry-Cloud Interactions in West Africa
dB	Décibels
EEA	European Environment Agency
FCFA	Franc Communauté Financière Africaine
GAMAR	Generalized Additive Models with an Autoregressive term
GDG	Guideline Development Group
GDRI-ARSAIO	Groupe de recherche international - Recherche atmosphérique en Afrique du Sud et dans l'Océan Indien - Atmospheric Research in Southern Africa and Indian Ocean
GPS	Global Positioning System
INDAAF	International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa
INS	Institut national de la statistique
LAEQ	Laboratoire d'équité environnementale
LAeq, T	Niveau de bruit équivalent continu pondéré A
LAmx	Niveau de bruit maximum d'un événement lié à une source de bruit pondéré A
LASMES	Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'Energie Solaire
Lday	Niveau de bruit moyen pour la période de jour (6 h à 18 h)
Lden	Indicateur de bruit continu équivalent pour une journée complète
Ldn	Indicateur sonore pondéré sur 24 heures, mais corrigé de 10 dB(A) entre 22 h et 7 h
Levening	Niveau de bruit moyen pour la période de la soirée (18 h à 22 h)

Lnight	Niveau de bruit moyen pour la période de nuit (22 h à 6 h)
LUR	Land Use Regression
MCLAU	Ministère de la Construction, du Logement, de l'Assainissement et de l'Urbanisme
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
NO <sub>x</sub>	Monoxyde d'azote
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
OMS	Organisation mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
OSM	OpenStreetMap
PAA	Port Autonome d'Abidjan
PASMU	Pollution de l'air et santé dans les milieux urbains
PM	Particules
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
POLCA	Pollution des capitales africaines
RMSE	Root-Mean-Square Error
SAPALDIA	Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults
SIG	Système d'information géographique
SIR	Société ivoirienne de raffinage
UE	Union Européenne
UN	Nations Unies
UNDP	Programme des Nations unies pour le développement – United Nations Development Programme
ZI	Zone industrielle

## INTRODUCTION

Le monde est de plus en plus urbain. Selon les estimations du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) rapportées par Toli et Murtagh (2020), 2,4 milliards de personnes, soit 66 % de la population mondiale, résideront dans les villes d'ici 2050. Ces villes, qui occupent moins de 2 % de la surface de la Terre (Toli et Murtagh 2020), sont des systèmes complexes en croissance démographique et spatiale (étalement urbain), ce qui engendre une pression sur les ressources. À cet égard, Lazaroiu et Roscia (2012) attestent que « Les villes sont très consommatrices d'énergie, exigeant plus de 75 % de la production mondiale d'énergie et générant 80 % des émissions de gaz à effet de serre » (Lazaroiu et Roscia 2012, p1). Selon Neirotti *et al.* (2014), ce constat s'explique par le transport et les activités humaines dans les villes qui sont de plus en plus congestionnées et productrices de différents types de pollution. Or, selon le rapport final de la première conférence internationale de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) qui s'est tenue à Genève en 2018<sup>1</sup>, les pollutions atmosphérique et sonore représentent les première et deuxième nuisances environnementales dans le monde. Même si d'autres sources secondaires existent, il est largement admis que ces deux pollutions proviennent essentiellement du trafic routier (Okokon et al. 2017; Chakraborty et al. 2020) et ont une incidence directe sur la santé des populations et la mortalité. Des études ont établi des associations possibles entre les maladies cardiovasculaires et les pollutions (atmosphérique et sonore) provenant du trafic routier (Davies et al. 2009).

Ainsi, l'OMS estime qu'en 2019, 99 % de la population mondiale vivait dans des endroits où les lignes directrices relatives à la qualité de l'air n'étaient pas respectées. Toujours en 2019, l'OSM estimait à 4,2 millions le nombre mondial de décès prématurés provoqués par la pollution ambiante (de l'air extérieur) dans les zones urbaines, périurbaines et rurales. Ce chiffre masque toutefois des disparités régionales importantes. En effet, selon l'OMS, 89 % des décès prématurés dans le monde dû à la pollution de l'air sont survenus dans des pays à revenu faible ou intermédiaire. Le plus grand nombre étant enregistré dans les régions de l'Asie du Sud-Est, du Pacifique occidental et de l'Afrique. Pour l'Afrique, l'OMS (2018) estimait à 184 décès d'enfants de moins de 5 ans pour 100 000 enfants en 2016. Ce taux est le plus élevé dans le monde. Quant au bruit, le constat est sans précédent. L'OMS (2011) rapportait que pour l'Europe, près d'un million d'années de vie en bonne santé sont perdues chaque année (AVAI<sup>2</sup>). Pour les autres

---

<sup>1</sup> [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

<sup>2</sup> Année de vie ajustée en fonction de l'incapacité.



régions, ce type de données est très rare, car de manière générale l'impact du bruit a été moins étudié que celui de la pollution de l'air (Gelb et Apparicio 2021). À ces impacts sanitaires s'ajoutent des impacts sociaux et spatiaux importants puisque ces deux nuisances sont une source d'iniquités environnementales (Schmit et Lorant 2009; Wang et Kang 2011; Bailey et al. 2019; Chakraborty et Basu 2021). Selon ces auteurs, dont les recherches ont été réalisées dans les villes des Nords, dépendamment des contextes géographiques, les populations les plus pauvres, les enfants, les personnes âgées et les minorités visibles, en raison de leurs vulnérabilités sociale et/ou physiologique, subissent davantage les effets négatifs sur la santé de l'exposition à ces deux nuisances.

Face à ces problèmes environnementaux et sanitaires, les villes des Nords se préparent à changer de paradigme, en remettant en cause l'utilisation en masse de la voiture (Diaz Olvera, Plat et Pochet 2020). Désormais, selon Okokon et al. (2017), elles travaillent pour atteindre un environnement plus vert et plus durable en aménageant des pistes cyclables, en assurant la promotion des déplacements sans motorisation, en multipliant et en modernisant les réseaux de transport en commun, etc. Malheureusement, tel n'est pas le cas dans les pays et villes des Suds qui continuent d'investir massivement dans des infrastructures de transport routier, augmentant ainsi les problèmes environnementaux (Vrain 2003). En guise d'exemple, la croissance du parc automobile des pays africains entre 2006 et 2015 était de +50 % comparativement à +40 % à l'échelle mondiale (Diaz Olvera, Plat et Pochet 2020). Par ailleurs, les grandes villes africaines offrent l'image de villes congestionnées et polluées par le trafic (Diaz Olvera, Plat et Pochet 2020). Pire, elles sont marquées par des concentrations plus importantes de polluants comparativement à celles des Nords (Khan et al. 2018). Certains facteurs de leurs microenvironnements concourent à augmenter le niveau des polluants et soumettent les populations à une multiexposition. Paradoxalement, selon une revue de littérature systématique sur ces nuisances (Khan et al. 2018), ces villes sont les moins étudiées. Or, elles présentent des structures et configurations particulières qui peuvent potentiellement influencer sur les polluants. Aussi, selon plusieurs auteurs, dont Davies et al. (2009) et Okokon et al. (2017), les pollutions dues au trafic (polluants et bruits) sont rarement traitées et analysées simultanément, ce qui limite la connaissance et la compréhension des variations simultanées et de la multiexposition.

En résumé, les pollutions atmosphérique et sonore sont un enjeu majeur de santé publique et d'environnement dans les villes africaines qui disposent rarement de réseau de surveillance. Ce constat nous a conduits à rédiger une thèse sur l'une d'elles, soit Abidjan (Côte d'Ivoire), avec

comme objectifs d'identifier les facteurs du micro-environnement qui influencent les niveaux des pollutions atmosphérique et sonore et de produire des cartes pour l'ensemble de la ville.

# CHAPITRE 1 : OBJET D'ÉTUDE

Ce chapitre a pour objectif de présenter les deux nuisances urbaines à l'étude, soit la pollution atmosphérique et le bruit. Dans la première section, nous présentons les différentes sources de polluants gazeux et particulaires, leurs valeurs guides, leurs impacts sur la santé et les approches méthodologiques habituellement utilisées pour leur modélisation. Nous discutons aussi des enjeux entourant la pollution atmosphérique dans les villes des Suds. Ces mêmes éléments sont retenus dans la seconde section portant sur le bruit environnemental. Dans une troisième section, nous abordons les impacts des caractéristiques de la forme urbaine sur la production et la répartition spatiale des polluants atmosphériques et sonores. Dans la quatrième section, nous verrons comment les variations spatiales des concentrations des polluants peuvent être examinées sous l'angle de l'équité environnementale, et ce, en distinguant les études réalisées dans les villes des Nordes versus celles des Suds. Finalement, dans la dernière section, nous proposons un cadre théorique (problème, questions de recherche et hypothèses) pour notre étude.

## 1.1 Pollution atmosphérique

Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2018), la pollution atmosphérique se caractérise par la présence de gaz et de particules dans l'atmosphère pouvant provoquer des effets nocifs sur l'environnement et la santé humaine. Pour Guidotti et Pithon (2018), la pollution atmosphérique résulte d'un processus comprenant plusieurs étapes allant de l'émission, au transport, à la transformation et finalement au dépôt des polluants. Étudier ces polluants requiert de connaître leur classification, leur norme, leurs principales sources et leurs effets néfastes sur la santé d'une part, et de connaître les méthodes permettant leur modélisation d'autre part.

### 1.1.1 Polluants et valeurs recommandées

Concernant leur classification, on distingue habituellement les polluants gazeux – principalement le dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ), l'ozone ( $\text{O}_3$ ), le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), le monoxyde de carbone ( $\text{CO}$ ) et les composés organiques volatils (COV) – des polluants particulaires ( $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ). Dans le cadre de ce travail, nous nous intéresserons à un polluant gazeux ( $\text{NO}_2$ ) et deux

polluants particuliers (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>). Ce choix n'est pas fortuit. En effet, l'OMS (2018) rappelle que ces polluants avec le dioxyde de soufre sont les plus nocifs pour la santé humaine et que leur principale source est le transport routier.

Pour ces différents polluants, l'OMS recommande les valeurs guides à ne pas dépasser; autrement dit, au-delà de ces seuils, l'exposition à ces polluants serait dommageable pour la santé humaine (tableau 1). Toutefois, ces valeurs ne sont que des références et chaque pays peut établir ces propres seuils à des fins de surveillance. C'est le cas de la Côte d'Ivoire qui, dans son Code de l'environnement, a fixé des seuils de recommandation, d'information et d'alerte (tableau 2) qui demeurent somme toute très semblables à ceux de l'OMS.

**Tableau 1.** Valeurs recommandées par l'OMS pour les principaux polluants atmosphériques

Polluant	Valeur recommandée
Particules fines (PM <sub>2,5</sub> )	15 µg/m <sup>3</sup> (moyenne sur 24 heures)
Particules grossières (PM <sub>10</sub> )	45 µg/m <sup>3</sup> (moyenne sur 24 heures)
Ozone (O <sub>3</sub> )	60 µg/m <sup>3</sup> (moyenne sur 8 heures)
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	25 µg/m <sup>3</sup> (moyenne sur 24 heures) <sup>a</sup>
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	20 µg/m <sup>3</sup> (moyenne sur 24 heures)

<sup>a</sup> Il est à noter que l'OMS utilisait une moyenne horaire pour le NO<sub>2</sub> de 200 µg/m<sup>3</sup>. **Source** : OMS (2021)<sup>3</sup>.

**Tableau 2.** Valeurs guides utilisées pour les principaux polluants en Côte d'Ivoire

Polluant	Type de recommandation	Valeur recommandée
Ozone (O <sub>3</sub> )	Seuil de recommandation	120 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
	Seuil d'information	180 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)
	Seuil d'alerte	240 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)
Particules fines (PM <sub>2,5</sub> )	Seuil de recommandation	10 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
	Seuil d'information	20 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
	Seuil d'alerte	25 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
Particules grossières (PM <sub>10</sub> )	Seuil de recommandation	50 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
	Seuil d'information	50 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
	Seuil d'alerte	80 µg/m <sup>3</sup> (moyenne journalière)
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	Seuil de recommandation	200 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)
	Seuil d'information	200 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)
	Seuil d'alerte	400 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)

**Source** : ministère de la Salubrité, de l'Environnement et du Développement Durable (Côte d'Ivoire), 2017

<sup>3</sup> [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).

### 1.1.2 Sources des polluants gazeux et particuliers

Les polluants atmosphériques (gazeux et particuliers) proviennent principalement de la circulation routière (Okokon et al. 2017; Shafie et Mahmud 2020). À ce propos, Thambiran et Diab (2011), rapportant les chiffres de l'Institut mondial des ressources (WRI), signalent que pour le dioxyde de carbone, la contribution du transport en général est de 25 % et celle du transport routier est de 80 %, et ce, à l'échelle mondiale. En guise d'exemple, dans la région de l'Île-de-France, 56 % de l'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>) et 35 % des particules fines (PM<sub>2,5</sub>) proviennent du transport routier (Cariolet, Vuillet et Diab 2019). À l'échelle de l'Union européenne, les véhicules motorisés produisaient 39 % de l'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>) et 20 % du monoxyde de carbone (CO) en 2016 (EEA 2018). Au Canada, Crouse, Goldberg et Ross (2009) rapportent que les niveaux de NO<sub>2</sub> sont très élevés au centre-ville et à proximité des principales autoroutes du fait de l'importance du trafic routier en ces lieux. Dans plusieurs villes des Suds, la proportion de la pollution atmosphérique attribuable au transport routier est souvent bien plus importante. Cela pourrait notamment s'expliquer par la vétusté du parc automobile et par le peu d'infrastructures de transport en commun. En milieu urbain, 80 % de la pollution atmosphérique provient des véhicules à moteur, et ce, particulièrement dans les villes à croissance rapide (PNUE 2011). Par exemple, à Kuala Lumpur (Malaisie), 84 % de la mobilité de la ville se fait en transport routier et les véhicules privés représentent 57 % des déplacements motorisés (Shafie et Mahmud 2020), ce qui constitue, selon les auteurs, une importante source de production des polluants dus aux gaz d'échappement, à l'abrasion des pneus, etc. Toujours en Malaisie, cette fois à l'échelle du pays, Afroz, Hassan et Ibrahim (2003) rapportent qu'en 1996, la part des émissions des polluants atmosphériques provenant des véhicules routiers atteignait 82 %. Dans la même veine, Franco, Segura et Mura (2016) nous apprennent qu'à Bogota, l'une des villes les plus polluées de l'Amérique latine selon l'OMS, la circulation routière émet 65 % des PM<sub>10</sub>. Ces PM proviennent surtout des véhicules utilisant du diesel. Dans une étude récente portant sur les polluants particuliers (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>) et gazeux (NO<sub>2</sub>) dans différents États de l'Inde, Chakraborty et al. (2020) signalent que le NO<sub>2</sub> provient essentiellement des énergies fossiles utilisées dans le transport. Pour l'Afrique, Schwela et Haq (2020) rapportent que les émissions de CO<sub>2</sub> issues des transports routiers ont connu une augmentation de près de 53,7 % entre 1990 et 2010. Au Rwanda, Kalisa et al. (2018) soutiennent que dans les zones urbaines, les PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub> proviennent de la circulation routière notamment des véhicules motorisés utilisant du diesel. Pour Schwela (2012), les véhicules sont responsables de 80 % de la pollution de l'air au Ghana. À Lagos, au Nigéria, les véhicules ont émis 43 % des polluants entre 2003 et 2007 (Komolafe et al.

2014). Dans une étude au Caire (Égypte), les auteurs démontrent que 32 % des  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  proviennent des gaz d'échappement (El-Dorghamy et al. 2015). Aussi, plusieurs études menées sur le continent africain à Dar es Salaam (Jackson 2005), au Caire (Lowenthal, Gertler et Labib 2014; Abbass, Kumar et El-Gendy 2020) et au Nigéria (Babayemi, Ogundiran et Osibanjo 2016) arrivent à la même conclusion quant au rôle important de la circulation routière et des véhicules sur la pollution de l'air.

Puisque le transport est la principale source de pollution de l'air en milieu urbain, à l'échelle intra-urbaine, la densité du trafic routier concourt inévitablement à augmenter l'exposition aux polluants atmosphériques (Pang et al. 2021). Plusieurs auteurs démontrent aussi que le niveau de ces polluants est plus élevé à proximité d'une route majeure (Zhu et al. 2002; Brugge, Durant et Rioux 2007). Ces auteurs rapportent que la concentration de certains polluants est très élevée à proximité des autoroutes, et que les populations qui y vivent et/ou y travaillent sont plus affectées par leurs effets néfastes contrairement à celles qui vivent plus éloignées de ces sources.

Considérées comme une source secondaire, les industries jouent un rôle important dans l'émission des polluants dans les villes des Suds (Gautam et al. 2016; He et al. 2020). Par exemple, au Liban, des auteurs affirment qu'elles produisent 60 % du  $NO_x$  et des PM (El-Fadel, Abi-Esber et Ayash 2009). Cette grande contribution démontre clairement le fort impact de l'industrie dans la pollution atmosphérique dans ce pays. En Chine, les émissions de  $SO_2$  sont en augmentation constante depuis 1970, en raison principalement des industries de l'acier, du ciment et de l'aluminium (You et Xu 2010). Dans une autre étude menée en Afrique, Bauer et al. (2019) confirment que les  $PM_{2,5}$  et le  $SO_2$  proviennent de sources industrielles et domestiques. Selon eux, cela s'explique par la présence de grands centres industriels sur le continent, notamment à Lagos, à Johannesburg, à Addis-Abeba, etc. Alvarez et al. (2020) font d'ailleurs remarquer que la multiplication des activités industrielles dans les pays ouest-africains concourt à augmenter les niveaux de pollution. Ils estiment qu'à Bamako, au Mali, les activités industrielles gagnent en importance comme source de pollution atmosphérique. Des auteurs rapportent qu'au Sénégal, 90 % des industries sont localisées à Dakar ou aux alentours de la ville, là où les niveaux des polluants sont au-dessus des normes nationales (Schwela 2012; Ngom et al. 2018).

À ces sources déjà importantes, certains auteurs comme Matawle et al. (2015) signalent que la poussière, qui est une spécificité des pays des Suds, concourt à des niveaux élevés de particules dans l'air. De Longueville et al. (2010) précisent que la poussière d'origine naturelle ou humaine affecte la qualité de l'air. Selon ces auteurs, plusieurs régions du monde contribuent fortement à la production de poussière, notamment l'Afrique du Nord (Sahara), l'Afrique du Sud,

l'Asie centrale, la Chine occidentale et la Chine orientale. Cependant, l'Afrique du Nord avec la présence du désert du Sahara est considérée comme la principale région source d'émissions totales de poussière mondiale (Washington et al. 2003; Engelstaedter, Tegen et Washington 2006). Tanaka et Chiba (2006) précisent que cette zone est responsable de 58 % de l'émission totale de poussière mondiale. Ainsi, en Afrique, certaines études réalisées au Nigéria mettent en évidence la quantité et la variabilité temporelle de la poussière issue du désert du Sahara qui connaissent des pics importants durant l'harmattan (vent du nord-est) (Anuforum 2007; Anuforum et al. 2007; Sunnu, Afeti et Resch 2008). Pour ces auteurs, cette variabilité explique en partie le niveau et la taille des particules fines dans l'air.

Bien entendu, ce constat sur la variabilité saisonnière de la poussière est dressé dans d'autres régions du monde. En Chine et en Corée, la pollution locale est dominée par la poussière du désert, avec des concentrations de  $PM_{2,5}$  quatre fois supérieures à la normale lors des périodes de tempêtes de poussière (Arimoto et al. 2006). À Raipur (Inde), Gurugubelli, Pervez et Tiwari (2013) concluent que les pics de poussière ont lieu en avril – contribuant à des niveaux de particules fines largement supérieurs aux seuils recommandés – et les plus bas niveaux, en septembre.

Pour terminer, il convient de signaler que certains modes de vie des populations des pays des Suds contribuent à la dégradation de la qualité de l'air. Plusieurs auteurs rappellent que les villes de ces pays sont fortement marquées par l'existence d'un système de consommation traditionnel basé sur l'utilisation du bois pour la cuisine (Glandus et Beltrando 2013; Bockarie, Marais et MacKenzie 2020). Or, le charbon de bois est connu comme une source importante de dioxyde de carbone (Chidumayo et Gumbo 2013; Bailis et al. 2015). Dans une étude récente, Bockarie, Marais et MacKenzie (2020) mettent l'accent sur les activités domestiques, notamment le rôle primordial du charbon de bois en Afrique. Selon cette étude, 80 % des ménages du continent utilisent surtout pour la cuisine le charbon du bois, très émetteur de polluants gazeux et particulaires. Aussi, l'utilisation de la biomasse (bois, charbon, résidus agricoles, etc.) ne cesse d'augmenter dans les pays en voie de développement. Ainsi, plusieurs études en Asie (Bhattacharya, Abdul Salam et Sharma 2000; Kavi Kumar et Viswanathan 2007; Miah, Al Rashid et Shin 2009; Akpalu, Dasmani et Aglobitse 2011) et au Burkina Faso (Ouedraogo 2006) rapportent le rôle important de la combustion de la biomasse dans l'augmentation des niveaux de pollution. En Asie, Bhattacharya, Abdul Salam et Sharma (2000) ont mené une étude portant sur la Chine, l'Inde, le Népal, le Pakistan les Philippines, le Sri Lanka et le Vietnam. Cette étude conclut que la Chine est de loin le pays qui utilise le plus de biomasse, suivie de l'Inde. À

l'exception de la Chine (63 % de résidus agricoles), le bois est le combustible le plus utilisé en Asie. Aussi, cette étude révèle que dans l'ensemble de ces pays, 75 % de l'énergie de la biomasse est à usage domestique. Cette grande utilisation de la biomasse, notamment le bois, est guidée par une logique économique (faible revenu, faible niveau de vie et faible accès à l'électricité) (Ouedraogo 2006).

Les conclusions qui se dégagent de la littérature mettent en lumière de grandes tendances relativement aux polluants atmosphériques les plus importants et leurs sources les plus fréquentes. Néanmoins, il existe certaines spécificités entre les régions des Nord et celles des Suds. Les niveaux des particules fines sont beaucoup plus importants dans les villes des Suds que celles des Nord, et ce, en raison d'une multiplicité de facteurs : vétusté du parc automobile, routes non asphaltées, industries polluantes (notamment informelles), poussière provenant des déserts limitrophes durant certaines périodes de l'année, combustion de la biomasse (résidus agricoles, charbon de bois).

### **1.1.3 Impacts sur la santé humaine**

Plusieurs études effectuées à travers le monde en épidémiologie et en santé publique mettent en évidence les liens entre les polluants atmosphériques et la santé des populations. Ainsi, en Europe, Just et al. (2007) démontrent que les polluants gazeux et particulaires ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ) provenant du trafic automobile sont liés à la morbidité et à la mortalité respiratoires. Plus précisément, dans leur étude comparative de quatre villes européennes (Barcelone, Helsinki, Paris, Londres), les auteurs révèlent l'association entre l'accroissement du niveau de polluants  $\text{NO}_2$  et le nombre de visites aux urgences pour le traitement de l'asthme chez les enfants et les adultes.

Plusieurs revues systématiques sur les impacts de l'exposition à des polluants atmosphériques démontrent qu'ils sont associés à des maladies respiratoires et pulmonaires, des maladies cardiovasculaires et même certains types de cancers (Shah et al. 2013; Zheng et al. 2015; Cai et al. 2016; Zhao et al. 2017; Nhung et al. 2017). Dans la même veine, Mihalache, Fitting et Nicod (2015) abordent la question du rôle de la pollution de l'air sur le maintien et/ou l'aggravation de certaines maladies, notamment les maladies cardiaques, les accidents vasculaires cérébraux, certains cancers et des infections aiguës des voies respiratoires. À cet effet, ils ont réalisé une



étude dite SAPALDIA<sup>4</sup> (Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults) qui met en évidence l'association entre la pollution de l'air, définie par l'exposition aux PM<sub>10</sub>, et une dégradation des fonctions pulmonaires. Pour Hoffmann et al. (2006), il existe une association entre l'exposition à long terme à la pollution routière et la prévalence de maladies coronariennes. Ils précisent que cette association est valable pour tous les sujets avec une augmentation du risque à 85 %. Aussi, ils affirment qu'une exposition au trafic a des effets sur la prévalence de l'infarctus du myocarde. Parallèlement, plusieurs auteurs signalent que les personnes les plus vulnérables aux effets des polluants sont les enfants, les personnes âgées, les personnes souffrant d'une maladie chronique (Aga et al. 2003; Sandström et al. 2003; Kim 2004; Schwartz 2004). Aussi, comme rapporté dans une étude canadienne, les impacts sur la santé peuvent se produire lors d'une exposition à court terme, et non uniquement à long terme (Abelsohn et Stieb 2011).

Concernant les effets des polluants atmosphériques sur la santé, le constat portant sur les Suds est édifiant. En Chine seulement, 1,2 million de personnes ont perdu la vie entre 1990 et 2010 à cause de la pollution de l'air, principalement les PM<sub>2,5</sub> (Gao et al. 2019). Dans un examen sur la qualité de l'air en Afrique, Alvarez et al. (2020) précisent, en prenant l'exemple des villes de la CEDEAO<sup>5</sup>, qu'une exposition à la pollution de l'air augmente le risque de développer les infections tuberculeuses. Dans la même veine, Toure et al. (2019) rapportent, dans une étude réalisée au Sénégal, qu'il existe un lien entre la qualité de l'air et l'apparition de l'asthme et de la bronchite en milieu urbain. Aussi, dans une revue de la littérature sur la pollution de l'air et la santé pulmonaire chez les enfants en Afrique, Masekela et Vanker (2020) rapportent un effet significatif entre les polluants gazeux et particulaires et les infections respiratoires aiguës et chroniques chez les enfants; ils notent d'ailleurs que les niveaux de pollution de l'air sont très élevés (20 fois plus que les normes de l'OMS). Bickton et al. (2020) abondent dans le même sens et signalent que l'exposition à la pollution de l'air est associée à un risque accru de mortalité chez les enfants en Afrique résidant au sud du Sahara. Concernant la vulnérabilité physiologique, comme dans les pays des Nord, dans une revue de littérature, Katoto et al. (2019) rapportent que les enfants et les personnes âgées se sont révélés plus sensibles à la pollution de l'air ambiant dans de nombreux pays africains.

---

<sup>4</sup> « Au cours de la période 1991-1993, SAPALDIA a enquêté sur un échantillon de population aléatoire (18-60 ans) dans huit régions suisses aux caractéristiques environnementales différentes (Aarau, Bâle, Davos, Genève, Lugano, Montana, Payerne, Wald) » (Mihalache et al. (2015), p 1).

<sup>5</sup> CEDEAO : Communauté économique des États de l'Afrique de l'Ouest, soit une organisation intergouvernementale créée en 1975 et comptant 15 États membres.

#### 1.1.4 Pollution atmosphérique et modélisation

La surveillance des pollutions nécessite la collecte des différents polluants gazeux et particulaires. Pendant longtemps, cette surveillance a été assurée par un réseau de capteurs fixes. Ceux-ci, en plus d'être coûteux, limitent la collecte de données à des points précis (Snyder et al. 2013). À ce propos, Kumar et al. (2015) signalent que les stations fixes de surveillance permettent d'identifier les pics temporels des pollutions, mais sont incapables d'identifier les points chauds à travers l'espace. Dans ces conditions, elles ne permettent pas d'évaluer l'exposition individuelle (Van den Bossche et al. 2015). Pour pallier ces insuffisances, de plus en plus de chercheurs ont recours à la collecte mobile. Celle-ci est largement documentée dans la littérature et elle se caractérise par sa capacité à fournir des données de pollution à une résolution spatiale fine prenant ainsi en compte la variabilité spatio-temporelle (Gelb et Apparicio 2021). Ces collectes mobiles sont réalisées avec différentes plateformes à savoir les voitures (Reyes et Serre 2014; Ye Qing et al. 2020), les tramways (Hasenfratz et al. 2015), les piétons (Sabaliauskas et al. 2015; Tsin et al. 2020) et surtout les vélos (Farrell et al. 2016; Gelb et Apparicio 2019; Apparicio et al. 2022). Elles requièrent l'utilisation de capteurs portatifs de mesure de la pollution et du bruit à faible coût, de plus en plus utilisés dans les études des pollutions en milieu urbain (Kumar et al. 2015; Morawska et al. 2018). Selon Kumar et al. (2015), ces capteurs, en plus de leurs coûts accessibles, sont faciles à utiliser et fournissent des données complémentaires aux réseaux de stations fixes. Ainsi, la collecte mobile avec des capteurs à faible coût offre la possibilité aux chercheurs de multiplier les recherches et de répondre à divers objectifs aussi bien dans les villes des Nordes que celles des Suds. En guise d'exemple, des collectes extensives à vélo sur la pollution atmosphérique ont été réalisées dans plusieurs villes des Suds, notamment Hô Chi Minh-Ville au Vietnam (Gelb et Apparicio 2019), Delhi en Inde (Apparicio et al. 2021) et Mexico (Apparicio et al. 2022).

Tout comme les méthodes de collecte, la modélisation de données de pollution est en constante évolution (Kingham et Dorset 2011). De plus en plus, la modélisation des polluants s'effectue à l'aide de la méthode *land use regression* (LUR). Cette méthode est basée sur des modèles de pollution prédictifs pour estimer les concentrations et l'exposition dans des zones particulières (Reyes et Serre 2014; Dekoninck, Botteldooren et Panis 2017). La première génération des travaux utilisant la LUR a été appliquée à des points de mesures issues de stations fixes de collecte (Ross et al. 2006; Smith et al. 2006; Abera et al. 2020). Dans la pratique, la mise en œuvre de la LUR repose sur deux étapes (Hasenfratz et al. 2015).

Premièrement, elle consiste à construire une équation de régression<sup>6</sup> qui explique les niveaux de polluants mesurés par les stations fixes par plusieurs variables contextuelles (occupation du sol et indicateurs de densité du trafic<sup>7</sup>). Deuxièmement, à partir de l'équation du modèle, il est possible de prédire les niveaux de concentration à d'autres localisations de la ville n'ayant pas fait l'objet de mesure, mais pour lesquelles toutes les valeurs des variables indépendantes sont connues. Bien entendu, plus la qualité d'ajustement du modèle est forte – par exemple, plus le  $R^2$  est élevé et le RMSE est faible –, plus la prédiction est fiable. La deuxième génération des travaux LUR a été effectuée avec des mesures de collecte mixte (données de collecte mobile et données de stations fixes) (Novotny et al. 2011; Yang et al. 2017). La troisième et dernière génération est celle qui tente d'utiliser des données issues uniquement de collectes mobiles (Dekoninck, Botteldooren et Int Panis 2015; Lin et al. 2018). À noter que les deux dernières générations utilisent le même mode opératoire que la première. À ce jour, les modèles LUR se révèlent être une méthode plus précise que les modèles mathématiques, notamment géostatistiques (différentes méthodes de krigeage) (Hoek et al. 2008). Cependant, Kingham et Dorset (2011) précisent que les résultats issus des modèles LUR n'ont pas de portée longitudinale. Cela est d'autant vrai, car selon les auteurs, elles portent sur des données, bien qu'elles soient faciles à collecter, qui dépendent exclusivement des conditions, du moment et du lieu de la collecte.

## 1.1.5 Pollution atmosphérique et villes des Suds

### 1.1.5.1. Asie du Sud et Asie du Sud-Est

S'il est reconnu que la circulation routière est la source majeure de la pollution de l'air dans le monde (Okokon et al. 2017; Shafie et Mahmud 2020), les régions de l'Asie du Sud et celles de l'Asie du Sud-Est semblent avoir des spécificités et d'autres sources importantes, principalement la poussière et la combustion de la biomasse. Cela s'explique notamment par le fait que les villes les plus polluées du monde s'y trouvent. Par exemple, Oulan-Bator en Mongolie (Hasenkopf et al. 2016), Pékin, Tianjin, la province du Shandong, la province du Henan et la province du Hebei en Chine (Wu et al. 2018), Dhaka, Kampala et Delhi en Inde (Rodríguez-Urrego et Rodríguez-Urrego

---

<sup>6</sup> Principalement issue d'une régression linéaire, et secondairement de modèles généralisés additifs, bayésiens ou encore de modèles d'apprentissage automatique (*machine learning*).

<sup>7</sup> Les variables indépendantes habituellement introduites dans les modèles sont les conditions météorologiques (variables de contrôle) et les pourcentages des différentes occupations du sol dans un rayon de  $n$  mètres, ainsi que les indicateurs de la densité du réseau.

2020) et Hanoï au Vietnam (Vuong et al. 2021). En effet, l'Asie est caractérisée par la présence de poussière provenant des déserts comme le Taklamagan et le Guerbantonggute au centre de l'Asie (Li et al. 2008). Selon ces auteurs, la Chine est l'une des principales zones d'origine des poussières d'Asie. Ils citent l'exemple d'Urumqi, ville très affectée par les poussières et qui fut longtemps considérée comme la plus polluée au monde (Li et al. 2008) :

Les concentrations moyennes de  $PM_{2,5}$  et de TSP à l'hiver 2007 étaient de 187 et 385  $\mu\text{g}/\text{m}^{-3}$  avec un maximum de 487 et 1313  $\mu\text{g}/\text{m}^{-3}$ , respectivement, 12 fois plus élevé que la norme américaine pour les  $PM_{2,5}$  et 3 fois la norme nationale de qualité de l'air ambiant de Chine pour le TSP (Li et al. 2008, p. 776).

Par ailleurs, Clark et al. (2013) estiment qu'environ trois milliards de personnes dans le monde, habitant principalement dans les pays des Suds, utilisent quotidiennement des combustibles. Certains auteurs mettent l'accent sur le rôle primordial de la combustion de la biomasse à ciel ouvert et des combustibles fossiles (feu de forêt, brûlage agricole, etc.) dans la production des polluants (Bond et al. 2013; Petzold et al. 2013; Gautam et al. 2013; Pani et al. 2019; Shantanu Kumar Pani et al. 2020).

#### 1.1.5.2. Amérique latine

En Amérique latine, la combustion de la biomasse joue un rôle important dans la dégradation de la qualité de l'air. En effet, les chiffres concernant cette région sont révélateurs. La région se révèle être le plus grand producteur de carbone devant l'Asie et l'Afrique. Cette contribution d'environ 16 % est principalement issue de la combustion de la biomasse (Koch et al. 2007; Rincón-Riveros et al. 2020). Déjà, en rappelant les chiffres d'anciennes études, Freitas et al. (2005) indiquent que dans cette région, sur une année, 30 Tg<sup>8</sup> des émissions de particules d'aérosol sont imputables à la combustion de la biomasse. Puisque ces chiffres datent de 1991, nous pouvons supposer qu'ils ont connu depuis une augmentation. Or, la combustion de la biomasse est à l'origine d'épaisse fumée contenant du noir de carbone, du monoxyde de carbone (CO), des composés organiques volatils et des oxydes d'azote (Freitas et al. 2005). À ce propos, Ulke, Freitas et Longo (2012) rappellent que la pollution de l'air dans le sud-est de l'Amérique du Sud est essentiellement le résultat de la combustion de la biomasse. Dans cette région, cette combustion peut affecter la qualité de l'air et ainsi avoir un impact sur environ 60 millions de

---

<sup>8</sup> Tg = téragramme : « Unité de mesure de masse du Système international (SI), valant  $10^{12}$  grammes ou  $10^9$  kilogrammes, et dont le symbole est Tg. 1 Tg = 1 000 000 t » <https://fr.wiktionary.org/wiki/t%C3%A9ragramme>

personnes vivant dans des pays comme le Venezuela, la Colombie et l'Équateur (Rincón-Riveros et al. 2020). Dans un article portant sur les impacts mondiaux des aérosols, les auteurs font un constat édifiant :

Les aérosols brûlant de la biomasse d'Amérique du Sud dominant dans une grande partie de l'hémisphère sud. [...] les réductions de la combustion de la biomasse en Amérique du Sud auraient un impact plus important sur les niveaux d'aérosols dans l'hémisphère sud que les réductions de la combustion de la biomasse en Afrique (Koch et al. 2007, p. 22).

#### *1.1.5.3. Afrique de l'Ouest*

Plusieurs études sur la pollution de l'air ont été réalisées dans les villes de l'Afrique de l'Ouest, notamment à Ouagadougou au Burkina Faso (Lindén et al. 2012); Abidjan (Bahino et al. 2018; Gnamien et al. 2021) et Korhogo en Côte d'Ivoire (Gnamien et al. 2021); Accra (Arku et al. 2008; Dionisio, Arku et al. 2010; Dionisio, Rooney et al. 2010; Rooney et al. 2012) et Kumassi (Uka, Belford et Hogarh 2019) au Ghana; Conakry en Guinée (Weinstein, Hedges et Kimbrough 2010); Bamako au Mali (Sidibe et al. 2022); Abeokuta (Oguntoke, Emoruwa et Taiwo 2019), Abuja (Blamah, Magidimisha-Chipungu et Dayomi 2022), Lagos (Olajire, Azeez et Oluyemi 2011) et Warri (Efe et Efe 2008) au Nigéria; Dakar au Sénégal (Ndong Ba et al. 2019; Dieme et al. 2012). Une synthèse de ces seize études est reportée au tableau 3.

**Tableau 3.** Brève synthèse des études sur la pollution atmosphérique dans les villes d’Afrique de l’Ouest

Étude	Pays <sup>a</sup> , ville	Polluants mesurés		Période	Nombre de sites (hauteur)	Mobile	Appareil	Modélisation	Cartographie
		Gazeux	Particulaires						
Lindén <i>et al.</i> (2012)	BF, Ouagadougou	CO, NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> , C <sub>7</sub> H <sub>8</sub> , C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	PM <sub>1</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	15-11 au 14-12-2007 08-04 au 12-05-2010	6 (une à 10 mètres et 5 à 1,5 mètre)	Fixe	DustMonitor 1.108 Aerocet 531	Non	Non
Bahino <i>et al.</i> (2018)	CI, Abidjan	NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , HNO <sub>3</sub> , O <sub>3</sub>		15-12-2015 au 16-02-2016	21 (à 2,5 mètres du sol)	Fixe	INDAAF <sup>PS</sup>	Non	IDW, Krigeage
Gnamien <i>et al.</i> (2021)	CI, Abidjan, CI, Korhogo		PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	03-01 au 16-01-2019 20-01 au 10-02-2019	14 (2 à 3 mètres) 20 (2 à 3 mètres)		Aeroqual Serie 500	Non	IDW, Krigeage
Arku <i>et al.</i> (2008)	GH, Accra	NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub>	PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	Trois semaines entre 30-06 et 20-07-2006	4 fixes PM (4 à 7 mètres) 29 fixes NO <sub>2</sub> et SO <sub>2</sub> (2 à 3 mètres) Trajets à pied de 7,2 km	Fixe et mobile	Ogawa <sup>PS</sup> Filtres PTFE <sup>PS</sup> DuskTrak 8520	Régression MCO	Cartographie des valeurs sur le trajet
Dionisio <i>et al.</i> (2010a)	GH, Accra		PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	Nov. 2006 à août 2008	11 (sur un toit, hauteur non précisée)	Fixe	DuskTrak 8520 SidePak Model AM510	Régression MCO	Cartographie des valeurs sur les trajets
Dionisio <i>et al.</i> (2010b)	GH, Accra		PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	7 jours dans 4 quartiers d’avril à août 2007	12 sites fixes (4 à 7 mètres) 4 trajets de 7,7 à 9,4 km	Mobile	DuskTrak 8520	Régression MCO	Cartographie des valeurs sur les trajets
Rooney <i>et al.</i> (2012)	GH, Accra		PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	7 jours dans 4 quartiers d’avril à août 2007	12 sites fixes (4 à 7 mètres) 4 trajets de 7,7 à 9,4 km	Fixe et mobile	DuskTrak 8520 SidePak Model AM510	Régression MCO	Cartographie des valeurs sur les trajets
Uka <i>et al.</i> (2019)	GH, Kumasi	CO, SO <sub>2</sub> , Nox, COV		6 jours en 1 semaine à chaque site	4 sites (hauteur non spécifiée)	Fixe	Aeroqual Serie 500	Non	Non
Weinstein <i>et al.</i> (2010)	GN, Conakry		PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub>	19-01 au 15-02-2004	15 sites (4,3 mètres)	Fixe	MiniVol (Airmetrics) EPAM-5000	Non	Non
Sidide <i>et al.</i> (2022)	ML, Bamako		PM <sub>2,5</sub>	5 mois de sept. 2020 à févr. 2021	Plusieurs participants (nombre non précisé)	Mobile	Palm-sized PM <sub>2,5</sub>	Non	Non
Oguntoke <i>et al.</i> (2019)	NG, Abeokuta	NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , CO, H <sub>2</sub> S, NH <sub>3</sub> , COV			19 sites fixes. (1,2 mètre)	Fixe	Aeroqual Serie 500	Régression MCO	Non
Blamah <i>et al.</i> (2022)	NG, Abuja	CO, NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S, O <sub>3</sub>	PM <sub>1</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>4</sub> , PM <sub>7</sub> , PM <sub>10</sub>	14 jours (7 jours en avril et 7 jours en sept. 2017)	9 sites fixes (hauteur non spécifiée)	Fixe	Aeroqual Serie 500 (polluants gazeux) Aerocet 531S (PM)	Régressions MCO et MANOVA	Non
Olajire <i>et al.</i> (2011)	NG, Lagos	CO, O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	PM <sub>10</sub>	04-10-2010 au 11-01-2011	9 sites fixes (hauteur non spécifiée)	Fixe	CHY 670 analyzer (CO), P4LC (O <sub>3</sub> ), Toxi RAE 11 PGM 1150 (NO <sub>2</sub> ), Toxi RAE PGM 1130 (SO <sub>2</sub> ), BW Gas Alert micro 5 PID (CH <sub>4</sub> ), PM10 GT-321 (PM <sub>10</sub> ).	Non	Non
Efe <i>et Efe.</i> (2008)	NG, Warri		PM <sub>10</sub>	Année 2003 au complet	34 sites fixes dans 7 zones (3 mètres)	Fixe	PM10 dragger	ANOVA avec les 7 zones	Méthode d’interpolation non précisée
Ndong Ba <i>et al.</i> (2019)	SN, Dakar	CO, CO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>	13-03 au 31-03-2017 11-11-2017 au 30-03-2018	57 professionnels (27 conducteurs de bus, 30 vendeurs de rue). 59 femmes de ménage (29 en milieu urbain, 30 en milieu rural).	Fixe et mobile	GABIE (Gas Adsorbent Badge for Individual Exposure) <sup>PS</sup> (BTEX)  EVM-7 (CO <sub>2</sub> , CO et PM <sub>10</sub> ) AQ Pro (NO et de NO <sub>2</sub> )	ANOVA avec les différents groupes	Non
Dieme <i>et al.</i> (2012)	SN, Dakar		PM <sub>2,5</sub>	Juil. 2009 à sept. 2009	3 sites fixes dont 2 en milieu urbain et 1 rural (hauteur non spécifiée)	Fixe	Staplex <sup>PS</sup>	test de Mann–Whitney U	Non

BF : Burkina Faso; CI : Côte d’Ivoire; GH : Ghana; GN : Guinée; ML : Mali; NG : Nigéria; SN : Sénégal. <sup>PS</sup> : Échantillonneurs passifs.

Plusieurs enseignements peuvent être tirés de ces études. Premièrement, une multitude de sources sont à l'origine de la dégradation de la qualité de l'air en Afrique de l'Ouest : la combustion de la biomasse (Lindén et al. 2012; Rooney et al. 2012; Weinstein, Hedges et Kimbrough 2010), le brûlage des déchets (Rooney et al. 2012), les activités industrielles (Gnamien et al. 2021) et surtout la circulation routière (Blamah, Magidimisha-Chipungu et Dayomi 2022; Efe et Efe 2008; Gnamien et al. 2021; Lindén et al. 2012; Olajire, Azeez et Oluyemi 2011). Deux facteurs contribuent d'ailleurs au rôle prépondérant et accru de la circulation routière, à savoir l'urbanisation rapide avec un étalement non maîtrisé (Yiran et al. 2020) et la croissance exponentielle du parc automobile, vétuste de surcroît (Assamoi et Liousse 2010; Blamah, Magidimisha-Chipungu et Dayomi 2022). L'étalement urbain s'accompagne d'ailleurs d'un réseau routier avec des rues étroites et non asphaltées qui concourent à augmenter la concentration des matières particulaires par leur remise en suspension (Yiran et al. 2020).

Deuxièmement, la quasi-totalité des études est basée sur des collectes intensives avec des sites fixes. Les rares études qui optent pour une collecte mobile ont été réalisées sur des trajets relativement courts, souvent moins de dix kilomètres (Arku et al. 2008; Dionisio, Arku et al. 2010; Dionisio, Rooney et al. 2010; Rooney et al. 2012). Concernant les polluants mesurés, treize études ont mesuré des polluants particulaires, trois, uniquement des polluants gazeux (Bahino et al. 2018; Oguntoke, Emoruwa et Taiwo 2019; Uka, Belford et Hogarh 2019) et quatre, des polluants des deux types (Arku et al. 2008; Ndong Ba et al. 2019; Blamah, Magidimisha-Chipungu et Dayomi 2022; Lindén et al. 2012). Il en résulte deux limites importantes. D'une part, seule une étude a évalué les corrélations entre les polluants gazeux et particulaires (Olajire, Azeez et Oluyemi 2011). D'autre part, seules deux études ont produit des cartes de concentration de polluants pour l'ensemble d'une ville donnée : pour les polluants gazeux à Abidjan (Bahino et al. 2018) et pour les matières particulaires à Korhogo et à Abidjan (Gnamien et al. 2021). De plus, ces cartes ont été produites à une échelle régionale avec des méthodes d'interpolation spatiale (pondération inverse à la distance et krigeage) avec un nombre de sites fixes limité (respectivement 21, 14 et 20).

Troisièmement, ces études ont démontré d'importantes variations spatiales de la concentration des polluants. Par exemple, deux études à Accra au Ghana ont trouvé des concentrations de matières particulaires ( $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ) plus élevées pour des sites fixes localisés dans des quartiers pauvres comparativement à celles dans des quartiers plus nantis (Dionisio, Arku et al. 2010; Dionisio, Rooney et al. 2010). Selon ces auteurs, cette iniquité s'explique par le recours généralisé

de la combustion de la biomasse (charbon de bois entre autres) pour la cuisson et les routes non pavées dans les quartiers pauvres.

Quatrièmement, d'importantes variations temporelles ont été observées selon la saison, le jour de la semaine et le moment de la journée. Concernant la saison, les concentrations de polluants sont significativement plus élevées durant la période de l'harmattan à Conakry (Guinée), à Warri (Nigéria) et à Abidjan (Côte d'Ivoire) (Bahino et al. 2018; Efe et Efe 2008; Weinstein, Hedges et Kimbrough 2010). Ce résultat n'est pas surprenant puisque cette période de novembre à mi-février est caractérisée par l'absence de précipitations et l'apport de matières en suspension provenant du désert du Sahara. Ces deux conditions météorologiques favorisent ainsi l'augmentation des matières particulaires et l'accumulation des polluants gazeux et particulaires dans l'air qui ne sont pas « lessivés » par des pluies. Concernant le jour de la semaine, aucun consensus clair ne semble émerger puisqu'une seule étude a rapporté des différences significatives avec des concentrations de  $PM_{10}$  plus élevées les lundis et plus faibles les vendredis à Warri (Efe et Efe 2008). Concernant le moment de la journée, les pics de concentration de matières particulaires auraient lieu le matin et le soir (autour de 7 h et de 18 h) (Arku et al. 2008; Dionisio, Arku et al. 2010; Dionisio, Rooney et al. 2010), correspondant à la fois aux périodes de congestion routière et de cuisine avec combustion de la biomasse.

Cinquièmement, peu d'études ont recours à des analyses multivariées pour identifier les facteurs concourant à augmenter ou à diminuer les concentrations des polluants (Dionisio, Arku et al. 2010; Dionisio, Rooney et al. 2010; Rooney et al. 2012). À Accra (Ghana), le type d'axes et la densité du trafic ont des effets significatifs sur les niveaux de concentration de  $PM_{2,5}$  et de  $PM_{10}$ . En effet, comparativement aux ruelles, les autoroutes augmenteraient respectivement de 56 % et 74 % ces deux polluants, et les routes primaires de 16 % et 17 % (Rooney et al. 2012). Aussi, comparativement aux axes sans trafic, les axes fortement congestionnés augmenteraient respectivement de 70 % et 64 % ces deux polluants (Dionisio, Rooney et al. 2010). Finalement, les routes non pavées en terre meuble augmenteraient les concentrations de  $PM_{2,5}$  et de  $PM_{10}$  de 22 % et 14 % une fois contrôlé le type d'axe (Rooney et al. 2012) et de 47 % et 30 %, une fois contrôlé le niveau de congestion routière (Dionisio, Rooney et al. 2010).

## **1.2 Pollution sonore**

Étudier la pollution sonore nécessite de s'accorder sur sa définition qui varie selon la discipline (acoustique, psychoacoustique, électronique, physique, etc.). Cela dit, le point commun de ces



disciplines est d'arriver à faire la différence entre « le son » et le « le bruit ». Le son est défini comme « des vibrations qui se propagent dans l'air ou dans un autre milieu et qui peuvent être entendues lorsqu'elles atteignent les oreilles d'une personne ou d'un animal<sup>9</sup> ». Or le bruit est considéré comme un « son indésirable » (Basner et al. 2017). Cependant, dans cette étude, nous nous intéressons au bruit environnemental. Celui-ci est défini comme « tout son extérieur indésirable ou nocif créé par les activités humaines et qui nuit à la qualité de vie des individus » (Murphy, King et Rice 2009, p 1). Une fois émis, le bruit environnemental crée une sensation de dérangement.

Comme pour les polluants atmosphériques, nous décrivons dans cette section les indicateurs et seuils à ne pas dépasser, les principales sources du bruit environnemental, ainsi que ses effets néfastes sur la santé des populations. Aussi, nous expliquons les différentes méthodes de modélisation du bruit et, pour finir, nous exposons la situation du bruit dans les Suds.

### **1.2.1 Mesures, caractéristiques et indicateurs du bruit environnemental**

Le bruit possède trois caractéristiques que sont la fréquence (exprimée en Hertz), l'intensité (exprimée en décibel) et la durée. Si toutes ces caractéristiques restent importantes, celle qui nous intéresse ici est l'intensité, car elle est tributaire du milieu, de la topographie, des conditions météorologiques et surtout d'une multiplicité des sources (Havard et al. 2011). L'intensité ou le niveau du bruit se mesure avec une échelle logarithmique exprimée en décibels (dB) (Vincent et Gissingner 2016). La particularité de cette échelle est qu'elle renvoie à un doublement en intensité et non à une simple addition, et chaque action de doublement entraîne une augmentation de 3 dB (Embrechts 2003). Par exemple, lorsqu'il y a deux sources de bruit en un endroit et que ces sources produisent du bruit, l'intensité qui en découle est double. Comme illustré à la figure 1, si l'intensité est de chaque source est de 60 dB, l'échelle logarithmique donne  $60 + 60 = 63$  dB, et non 120 dB.

---

<sup>9</sup> <https://www.lexico.com/en/definition/sound>



**Figure 1.** Particularité de l'échelle logarithmique  
 Source : <https://www.bruitparif.fr/perception/>

Il existe des décibels avec des pondérations A, B et C. Cependant, pour une prise en compte effective du niveau réel perçu par l'oreille, on utilise habituellement le décibel A noté dB(A). Par ailleurs, le dB(A) correspond au niveau de dérangement, ce qui explique qu'il soit le plus utilisé et surtout celui retenu en santé publique (Vincent et Gissinger 2016). Toujours selon ces auteurs, le seuil d'audibilité ou de référence pour l'homme est de 0 dB tandis que le seuil de douleur est de 120 dB. Aussi, ils précisent que le niveau réel pour une conversation est de l'ordre de 50 dB, voire 60 dB, et que les dommages pour l'appareil auditif se font ressentir à partir de 85 Db, comme indiqué à la figure 2.



**Figure 2.**  chelle des décibels  
 Source : <https://www.bruitparif.fr/l-echelle-des-decibels>

Toujours afin de mesurer le bruit, divers indicateurs sont utilisés pour rendre compte du dérangement. En effet, il existe des différences entre les niveaux de bruit émis par un véhicule motorisé, un avion, un train et une activité industrielle; ces différences peuvent être liées au

moment de la journée (matin-soir-nuit). Dans ce cas, on parle du niveau de pression acoustique moyen filtré A, mesuré sur une période de 24 heures, noté  $L_{DEN}^{10}$ . En effet, le  $L_{DEN}$  est un indicateur énergétique qui porte sur une journée. Il est subdivisé en trois périodes : le jour (8 h - 18 h), le soir (19 h - 22 h) et la nuit (23 h - 7 h). Le  $L_{DEN}$  mesure la concentration, soit l'intensité du bruit dans un espace à une période précise ou sur 24 heures. Nous avons constaté que les études réalisées par l'OMS et les études qui analysent les impacts de la pollution sonore utilisent très souvent cet indicateur, car c'est lui qui ajuste le mieux les niveaux de bruit en fonction de la période de la journée.

Cependant, la mesure qui nous intéresse particulièrement et que nous retenons est le niveau moyen de pression acoustique sur une certaine période de temps, noté  $L_{AeqT}$  avec T comme indicateur de temps (Embrechts 2003; Ghio 2007). Il s'obtient à l'aide de la formule mathématique suivante :

$$L_{AeqT} = 10 \log \left( \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 10^{(L_{Aeq,T})_i / 10} \right)$$

Le  $L_{Aeq}$  mesure l'exposition réelle en un intervalle de temps précis qui peut varier d'une étude à l'autre selon les objectifs de la recherche. Dans ce contexte, l'exposition est le contact d'un individu avec le bruit. Cet indicateur semble très pertinent, car il tient compte des niveaux ponctuels du bruit d'une part et permet d'évaluer les impacts du bruit sur la santé et le bien-être des populations d'autre part. Aussi, il intègre l'effet d'exposition au bruit pendant une période définie (par exemple, une minute ( $L_{Aeq1min}$ )). Cette exposition temporelle est comparable à un bruit plus ou moins stable (Lebel et al. 2019). Cet indicateur peut être subdivisé en plusieurs afin de donner des catégories d'indicateurs. Ainsi, dans la littérature, nous avons trouvé des indicateurs statistiques ( $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ , etc.), des indicateurs de crête ( $L_{Amax}$  et  $L_{Amin}$ ) et des indicateurs événementiels ( $L_A > 70$ ,  $L_A < 65$ , etc.) (Botteldooren, De Coensel et De Muer 2006; Can et al. 2008; Can et al. 2009; Aletta, Kang et Axelsson 2016; Jeon et al. 2018).

Pour les besoins de cette recherche, nous retenons un indicateur énergétique, deux indicateurs de crête et trois indicateurs statistiques (tableau 4). Ce choix se justifie par le fait que, selon nos auteurs, il y a une nécessité de combiner divers types d'indicateurs afin de tenir compte de la charge globale sonore de l'environnement (indicateur énergétique) et des perturbations de type pics de bruit qui viennent s'ajouter par moment (indicateurs de crête et statistiques).

---

<sup>10</sup> <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/lden>

**Tableau 4.** Récapitulatif des indicateurs retenus

Indicateur	Désignation	Nature
$L_{Aeq}$	Niveau de pression acoustique pondéré A	Indicateur énergétique
$L_{Amax}$	Niveau de pression acoustique pondéré A maximum	Indicateurs de crête
$L_{Amin}$	Niveau de pression acoustique pondéré A minimum	
$L_{A10}$	Le niveau de pression pondéré A dépassé pendant 10 %	Indicateurs statistiques
$L_{A50}$	Le niveau de pression pondéré A dépassé pendant 50 %	
$L_{A90}$	Le niveau de pression pondéré A dépassé pendant 90 %	

**Source :** Botteldooren, De Coensel et De Muer 2006; Can et al. 2008; Can et al. 2009; Aletta, Kang et Axelsson 2016; Jeon et al. (2018)

### 1.2.2 Bruit environnemental et valeurs recommandées

Considéré comme la seconde nuisance environnementale, le bruit environnemental est défini comme tout son émis par toutes sources, excluant celles en milieu de travail (Berglund et al. 1999; OMS 2011), les principales sources étant la circulation routière, les transports ferroviaire et aérien, les industries, les commerces, les chantiers de construction ainsi que les activités culturelles de loisirs et de sports (OMS 2011). Il comprend aussi les sources de bruit intérieur ou domestique, telles que les systèmes de ventilation ou de climatisation et les appareils ménagers (Berglund et al. 1999). Ses effets sur la santé sont largement connus et documentés (voir la section 1.2.4) et, afin de les réduire, l'OMS propose plusieurs seuils à ne pas dépasser, qui diffèrent selon la source des polluants (tableau 5).

**Tableau 5.** Recommandations de l'OMS pour le bruit selon les sources

Sources	Valeurs recommandées
Bruit du trafic	$L_{den}$ : 53 dB(A) $L_n$ : 45 dB(A)
Bruit du trafic ferroviaire	$L_{den}$ : 54 dB(A) $L_n$ : 44 dB(A)
Bruit du trafic aérien	$L_{den}$ : 45 dB(A) $L_n$ : 40 dB(A)

**Source :** OMS (2018).

Dans le cadre de notre projet, nous nous intéressons particulièrement au bruit environnemental provenant de la circulation routière. Dans sa directive européenne GDG<sup>11</sup>, l'OMS recommande que les niveaux de bruit du trafic routier soient inférieurs à 53 décibels (dB)  $L_{den}$ . Au-dessus de ce

<sup>11</sup> « Guideline Development Group » WHO, 2018.

seuil, le niveau de bruit peut être associé à des effets néfastes sur la santé humaine (Kempen et al. 2018). Cette valeur guide est définie pour l'Europe et est calculée sur toute la journée (24 heures).

### **1.2.3 Sources du bruit environnemental**

En milieu urbain, le bruit routier généré par les déplacements des individus et le transport de marchandises est la principale source du bruit environnemental (Lercher 2019; De Vos et Van Beek 2011). Par exemple, en Europe, 80 % de la population s'estime affectée par le bruit routier (Lercher 2019). En 2014, l'Union européenne estimait que 113 millions de personnes étaient exposées à des niveaux de bruit provenant du trafic routier (EEA 2020a; EEA 2020b). Ce rapport confirme aussi que cette nuisance est très importante en milieu urbain puisque « [...] plus de 50 % des habitants des zones urbaines sont exposés à des niveaux de bruits routiers atteignant 55 dB ou plus au cours de la période jour-soir-nuit » (EEA 2020a). Des estimations montrent qu'au Canada, 1,8 million de personnes âgées de 15 ans et plus sont très dérangées par le bruit du trafic routier (Michaud, Keith et McMurchy 2005). Dans une étude en Allemagne, les auteurs établissent un lien entre la santé mentale et les nuisances sonores causées par la circulation routière (Hammersen, Niemann et Hoebel 2016).

Dans les villes des Suds, plusieurs études ont tenté d'identifier les sources du bruit et les populations affectées. À Curitiba (Brésil), Zannin, Diniz et Barbosa (2002) rapportent que le bruit de la circulation est la principale source de la pollution sonore, cette ville ayant enregistré des niveaux de bruit impressionnant de plus de 65 dB(A) dans plus de 93 % des emplacements. Ce seuil est supérieur au 55 dB(A) défini par la législation de la Ville. En Inde, selon Das et al. (2019), plus de 58 % de la pollution sonore est imputable à la circulation routière, et le bruit serait considéré par la population comme la nuisance la plus désagréable. Dans cette mégapole, où l'usage des klaxons de véhicules est courant (pour ne pas dire excessif), le niveau moyen du bruit est compris entre 62,4 et 78,4 dB(A). D'autres études indiennes, notamment celle de Bhosale et al. (2010) à Aurangabad et celle de Vellampalli, Saigiri et Babu (2019) à Vijayawada, bien que n'utilisant pas les mêmes méthodes, arrivent à des résultats similaires. Par exemple, Bhosale et al. (2010) rapportent que la circulation routière caractérisée par un nombre très élevé de véhicules est le plus grand contributeur de la pollution sonore, celle-ci atteignant des niveaux compris entre 74 et 86 dB(A) durant les jours ouvrables. Quant à Vellampalli, Saigiri et Babu (2019), ils concluent que la pollution sonore provient majoritairement des véhicules à deux et trois roues

(respectivement 51,8 % et 29,9 %). Selon ces auteurs, même dans les zones les plus calmes – les zones résidentielles –, les niveaux de bruit atteignent des valeurs élevées entre 60 dB(A) et 70 dB(A). Dans une étude réalisée dans les écoles de la ville Ibadan au Nigéria et autour de celles-ci, Ana et al. (2009) font observer que les niveaux de bruit se situent entre 68,3 dB(A) et 84,7 dB(A). Ces niveaux dépassent très largement les 35 dB(A) recommandés par l’OMS<sup>12</sup> pour les écoles. Les auteurs précisent qu’il existe une forte densité de trafic routier autour de ces établissements. Six ans plus tard, ces résultats sont confirmés par Baloye et Palamuleni (2015) toujours dans la même ville. Dans leur étude, ils présentent des niveaux du bruit se situant entre 53 dB(A) et 89 dB(A), soit des niveaux qui semblent comparables à ceux des villes indiennes. Ils confirment aussi que les niveaux de bruit environnemental les plus élevés dans cette ville sont principalement liés au transport routier.

En résumé, les niveaux de bruit sont bien plus élevés dans les villes des Suds. Pour appuyer ce propos, nous proposons de comparer les valeurs moyennes de bruit (dB(A),  $L_{Aeq,1min}$ ) rapportées dans quatre études (Gelb et Apparicio 2019; Apparicio et Gelb 2020; Apparicio et al. 2021; Apparicio et al. 2022). Il est à noter que ces études ont été réalisées avec la même approche méthodologique : des collectes de données extensives avec les mêmes sonomètres, dans les rues des villes durant 4 à 5 jours (plus de 1000 kilomètres dans chaque ville). Dans les villes des Nords, les auteurs rapportent des niveaux de bruit moyens de 68,4 dB(A) à Copenhague, de 69,1 dB(A) à Lyon, de 70,7 dB(A) à Montréal et de 73,4 dB(A) à Paris (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2022). Dans les villes des Suds, les niveaux atteignent 74,8 dB(A) à Mexico (Apparicio et al. 2022), 78,8 dB(A) à Hô Chi Minh-Ville (Vietnam) (Gelb et Apparicio 2019) et 79,7 dB(A) à Delhi (Apparicio et al. 2021). Concrètement, puisqu’une augmentation de 3 dB(A) indique un doublement de l’intensité sonore, l’écart de 10,5 dB(A) entre les valeurs moyennes enregistrées à Copenhague et à Delhi (68,4 versus 79,7) signifie que les niveaux de bruit ont été 3,5 fois plus forts à Delhi.

La seconde source de bruit en milieu urbain est liée aux activités industrielles. Selon Mbuligwe (2004), ayant conduit une des rares études africaines sur le bruit (à Dar es Salaam en Tanzanie), une partie importante des activités industrielles des pays en développement est rattachée au secteur informel. Or, ce secteur, très générateur de bruits, échappe aux contrôles et aux réglementations d’une part, et il est souvent implanté dans les zones résidentielles d’autre part. En guise d’exemple des niveaux sonores, Mbuligwe (2004) enregistre des valeurs de bruit excédant 90 dB(A) dans deux petites entreprises (bois et métallurgie) à proximité de zones

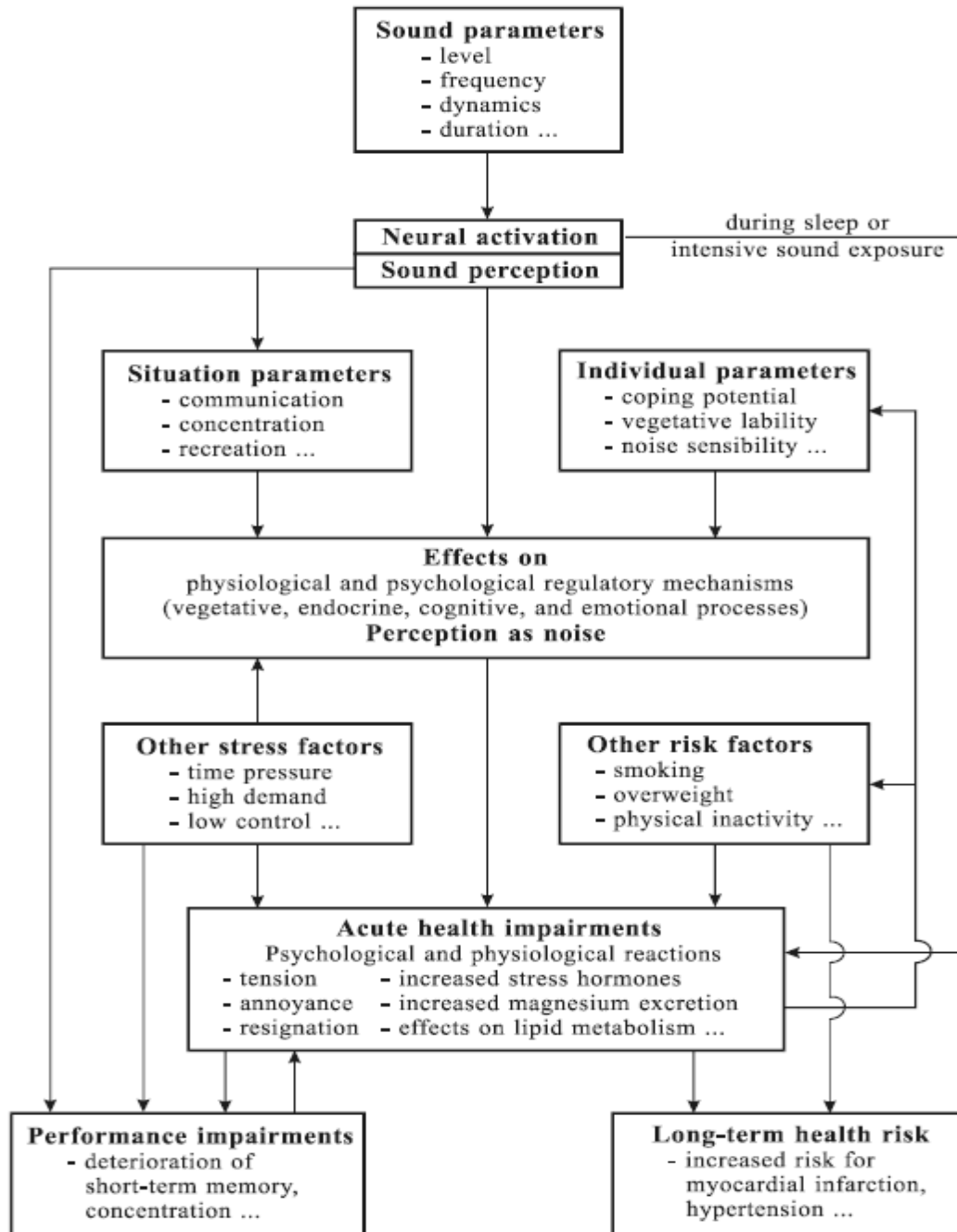
---

<sup>12</sup> [https://capa-l.com/wp-content/uploads/2019/01/Resume\\_des\\_directives\\_de\\_l\\_OMS.pdf](https://capa-l.com/wp-content/uploads/2019/01/Resume_des_directives_de_l_OMS.pdf)

résidentielles. Il affirme que, malgré ces effets néfastes sur la santé, il existe très peu d'études sur le bruit des industries dans les pays des Suds, surtout en Afrique. Bien que leur étude soit plus récente, Chirwa et al. (2019) parviennent à des conclusions similaires. D'abord, ils rapportent des niveaux de bruit très élevés provenant des industries de la ville Blantyre City, au Malawi. En effet, ces niveaux sont supérieurs à la limite recommandée de 85 dB(A). Ensuite, ils précisent qu'environ 79 % des industries ne respectent pas les réglementations nationales. Enfin, ils terminent sur la rareté des données et des études sur le bruit. Ce constat est corroboré par Gelb et Apparicio (2021) qui rapportent, dans leur revue systématique de la littérature portant les pollutions atmosphérique et sonore, une faible prise en compte du bruit et une faible représentativité des villes des Suds, surtout celle de l'Afrique.

#### **1.2.4 Impacts sur la santé humaine**

Les conséquences du bruit environnemental sur la santé humaine sont aujourd'hui bien connues et largement documentées (Davies et Kamp 2012; Kamp et Davies 2013; Brown et Van Kamp 2017; Basner et McGuire 2018; Araújo Alves et al. 2020). Dans une étude réalisée au début des années 2000, Ising et Kruppa (2004) dressent une liste des maladies liées au bruit et recensées dans les études épidémiologiques (figure 3).



**Figure 3.** Effets psychophysiologiques, facteurs de risque et maladies cardiovasculaires liés au bruit

Source : Ising et Kruppa (2004).

Dans une revue de la littérature, Babisch (2006) rappelle qu'il existe de plus en plus de preuves sur le fait que le bruit routier a des effets sur la santé des populations. Ces effets incluent le dérangement, des troubles du sommeil et même des problèmes d'hypertension, les cardiopathies et l'infarctus du myocarde. Déjà en 2011, le rapport de l'OMS relatif au bruit dans la zone Europe



indique que 1,8 % des crises cardiaques est directement lié au bruit de la circulation, avec des niveaux parfois supérieurs à 60 dB (OMS 2011). Le rapport soutient que pendant la journée, une personne sur trois est dérangée par le bruit, alors que la nuit, une personne sur cinq déclare avoir le sommeil troublé par le bruit routier. Sørensen Mette et al. (2013) rapportent aussi qu'une exposition au bruit routier en milieu résidentiel est associée à un risque de diabète. Plusieurs effets auditifs et extra-auditifs sont associés à une exposition prolongée au bruit (Pujol 2012; Basner et al. 2014). Basner et al. (2014) précisent que la perte auditive est en fonction de la durée de l'exposition (exposition à long terme) à des niveaux se situant entre 75 et 85 dB. En plus des effets sur la santé auditive, les auteurs identifient les perturbations, les désagréments, les troubles cognitifs, les troubles du sommeil et surtout les maladies cardiovasculaires comme des effets du bruit sur la santé humaine. Plusieurs auteurs ont aussi démontré que le bruit a des effets néfastes sur les enfants, entraînant notamment des problèmes de concentration, et pouvant affecter leurs capacités d'apprentissage et leur performance scolaire (Pujol et al. 2014; Wen et al. 2019; Audrin, Apparicio et Séguin 2021).

En raison des niveaux de bruit plus élevés dans les villes des Suds que celles des Nord, les effets du bruit routier sur la santé risquent d'affecter proportionnellement beaucoup plus de personnes. À Jaipur (Inde), selon Agarwal et Swami (2011), 52 % des personnes interrogées signalent que le bruit constitue une irritation fréquente, 48,6 % souffrent de problèmes associés au bruit (maux de tête, perte de sommeil, etc.) et 46 % souffriraient d'hypertension. Aussi, les femmes sont plus sensibles au bruit et à ses effets néfastes. Dans la même veine, Alimohammadi et al. (2010) rapportent qu'à Téhéran (Iran), 46,5 % de la population interrogée rapportait être affecté par les niveaux élevés de bruit. Toujours en Iran, Mohammadi (2009) rapporte que 40,8 % de la population de la ville de Kerman souffre d'irritabilité, 24 % d'insomnie, 16 % de difficulté à se concentrer et enfin 16 % ressentent une perturbation. Dans une revue systématique portant sur les impacts du bruit routier en Inde durant les vingt dernières années (1991-2011), Banerjee (2012) émet plusieurs constats fort intéressants. Premièrement, ces études (n = 17) menées dans des contextes géographiques différents et utilisant des outils et des méthodes différentes sont toutes arrivées à des résultats similaires. Ces résultats stipulent que les niveaux de bruit dépassent largement les niveaux recommandés par l'OMS et par la législation indienne, mais aussi que le bruit a un impact sur la santé des populations urbaines. En effet, toutes les populations ressentent du dérangement; les autres impacts étant entre autres la perturbation du sommeil, les maux de tête, la nervosité, la perte auditive, etc. À juste titre, l'auteur conclut que les résultats de son étude ne sont pas généralisables à d'autres contextes géographiques (hors de l'Inde) et que d'autres études mériteraient d'être menées dans différentes villes des Suds.

Oloruntoba et al. (2012), dans une étude menée à Ibadan au Nigéria, signalent que 30,2 % des personnes interrogées affirmaient avoir des maux de tête, 23,7 % déclaraient souffrir d'un manque de concentration et 12,2 % ressentaient de l'irritation.

Bien entendu, les enfants sont aussi très affectés par le bruit dans les villes des Suds. À Ibadan au Nigéria, Ana et al. (2009) signalent que 60 % des élèves ont déclaré la circulation routière comme étant la source la plus importante du bruit dans leur environnement scolaire et 70 % d'entre eux se plaignaient du dérangement, d'un manque de concentration et même de fatigue. Or, il est admis que les enfants qui fréquentent les écoles situées à proximité de routes, d'autoroutes et d'aéroports ont une moins bonne performance scolaire (Wen et al. 2019).

### **1.2.5 Pollution sonore et modélisation**

Il est reconnu que la pollution atmosphérique et le bruit proviennent principalement de la circulation routière (Sayadi Anari et Movafagh 2014; Okokon et al. 2017). Toutefois, contrairement à la pollution atmosphérique, le bruit est beaucoup moins pris en compte dans les études (Gelb et Apparicio 2021). Pourtant, pour harmoniser la gestion de l'environnement urbain, il est important de surveiller et de modéliser le bruit. Cela permet de connaître les niveaux de concentration et d'exposition d'une part, et d'actualiser les cartes du bruit d'autre part. Dans la littérature, certains auteurs évoquent l'existence de méthodes expérimentales longues et coûteuses pour modéliser et cartographier le bruit (Xie, Liu et Chen 2011). De plus, selon ces auteurs, les modèles obtenus ne prédisent pas de manière efficace le bruit urbain, car les résultats ne sont pas facilement exploitables. Pour pallier cette insuffisance, les auteurs proposent et utilisent de plus en plus la méthode LUR, dans les villes des Nordes comme celles des Suds (Xie, Liu et Chen 2011; Aguilera et al. 2015; Ragetti et al. 2016; Sieber et al. 2017; Raess et al. 2021; Staab et al. 2022; Xu et al. 2022). Ces auteurs estiment que la méthode LUR est peu coûteuse à mettre en œuvre et mène à des estimations fiables.

## 1.2.6 Pollution sonore et villes des Suds

### 1.2.6.1. Asie du Sud et du Sud-Est

Il est largement admis que la circulation routière est la principale source du bruit environnemental (Lercher 2019). Cependant, les régions de l'Asie du Sud et de l'Asie du Sud-Est semblent avoir des particularités (prédominance de la moto avec utilisation du klaxon et activité commerciale de rue) qui peuvent expliquer les niveaux de bruit très élevés.

Premièrement, certaines villes et certains pays d'Asie, notamment l'Inde, la Chine, Hanoï et Hô Chi Minh-Ville, sont marqués par une hétérogénéité du trafic contrairement aux grandes villes des pays développés (Minh, Sano et Y 2007; Tang et al. 2009; Kalaiselvi et Ramachandraiah 2016; Goswami et Swain 2017). Ces grandes villes asiatiques sont très souvent caractérisées par l'étroitesse des routes sur lesquelles cohabitent les camions, les autobus, les voitures, les pousse-pousse et surtout les deux-roues (Kalaiselvi et Ramachandraiah 2016; Goswami et Swain 2017; Ranpise et Tandel 2022). Par exemple, se rapportant aux chiffres du gouvernement indien Dandona, Kumar et Dandona (2006) rapportent que les véhicules à deux roues avec moteur représentent 80 % de tous les véhicules dans l'ensemble du pays. Ainsi, ils représentent le type de véhicule ayant la croissance la plus rapide du pays, passant du simple au double tous les 5 ans (Iyer et Badami 2007). Toujours en Inde, à Hyderabad, dans une enquête portant sur 378 utilisateurs, 56,1 % circulent à motos, 38,6 % en scooters et 5,3 % en cyclomoteurs (Fitzharris et al. 2009). Par ailleurs, selon Phan et al. (2010), certains éléments, tels que le coût, la flexibilité et l'adaptabilité, favorisent et justifient la grande utilisation de la moto dans les grandes villes du Vietnam (Hanoi et Hô Chi Minh -Ville). Ces auteurs, rappelant les chiffres de la Banque mondiale, estiment qu'il y a plus de 20 millions de motos au Vietnam que ce chiffre est « l'un des plus élevés par habitant dans le monde et que les motos représentent près de 96 % de tous les transports locaux » (Phan et al. 2010, p 479). Le problème causé par l'hétérogénéité du trafic et l'utilisation massive des deux-roues est surtout lié à l'utilisation excessive du klaxon. Cela est d'autant vrai qu'au-delà d'un certain seuil, le son d'un deux-roues surpasse celui de la plupart des autres véhicules motorisés (Hernandez et al. 2019). En effet, l'utilisation excessive du klaxon apporte un bruit supplémentaire de 2 à 5 Db (Goswami et Swain 2017), alors que la restriction des klaxons diminue le niveau du bruit de 7 à 10 dB(A) (Ali et Tamura 2003; Kalaiselvi et Ramachandraiah 2016).

Deuxièmement, les activités de rue liées notamment commerciales et occasionnellement aux festivals sont très souvent source de bruit dans les villes asiatiques. En effet, plusieurs études réalisées dans des villes indiennes lors d'évènements ont mesuré et enregistré des niveaux de bruit très élevés (Singh et Joshi 2012; Goswami et al. 2013; Ahirwar et Bajpai 2015). Singh et Joshi (2012) ont obtenu respectivement une moyenne de 83 dB et 85 dB dans la zone commerciale et la zone résidentielle.

#### *1.2.6.2. Amérique latine*

L'Amérique latine est aussi marquée par une grande augmentation de véhicules à deux roues, notamment les motos (Dargay, Gately et Sommer 2007; Hagen, Pardo et Valente 2016). Par exemple, reprenant les chiffres de l'Association nationale des entreprises de la Colombie, Hagen, Pardo et Valente (2016) rapportent que ce pays a connu une augmentation de vente de motos de près de 38 % en une seule année. Quant à Vasconcellos (2008), il nous apprend qu'au Brésil, sur une période de 15 ans, les ventes de voitures et de motos ont été multipliées respectivement par 4 et 12. Aussi, les pays des Suds caractérisés par la croissance démographique font face à l'aggravation du bruit de voisinage, du bruit lié aux activités de divertissement comme les mariages, du bruit provenant des institutions religieuses (Schwela 2021) et du bruit lié aux activités commerciales (Moraes et al. 2007). À ce propos dans une étude réalisée à Belém (Brésil), les auteurs font un constat fort intéressant. Ils estiment que le « bruit généré par la communauté et par les activités commerciales dans les rues piétonnes peut être encore plus élevé que celui généré par la circulation (en comparant des rues aux caractéristiques similaires) » (Moraes et al. 2007, p 3).

#### *1.2.6.3. Afrique de l'Ouest*

Bien que l'Afrique ait la plus faible augmentation de motos dans le monde, force est de constater que celle-ci est très répondeuse dans certaines grandes villes du continent marqué par une faiblesse des services publics en matière de transport (Kumar 2011; Hagen, Pardo et Valente 2016). Ainsi, le phénomène des mototaxis est de plus en plus récurrent dans les villes d'Afrique de l'Ouest et d'Afrique centrale (Fasakin 2001; Olvera et al. 2012; Guézéré 2015). Celles-ci causent de véritables problèmes, notamment la nuisance sonore à longueur de journée. Bien qu'elle y joue un grand rôle, l'utilisation de la moto n'est pas la seule cause de pollution sonore en

Afrique, il y a aussi les activités informelles et le bruit du voisinage. Dans une étude réalisée en 2017, les auteurs résument cette idée en ces termes :

En plus de la circulation, la densité des ménages était également une variable prédictive significative du bruit. Ce résultat était attendu, car ces zones sont surpeuplées et, par conséquent, le bruit provenant du voisinage devrait être plus important qu'en Europe et en Amérique du Nord. (Sieber et al. 2017, p 7).

Plusieurs études sur la pollution sonore ont été réalisées dans les villes de l'Afrique de l'Ouest, notamment à Abidjan en Côte d'Ivoire (Koné et Anoh 2018); à Accra (Clark et al. 2020; Clark et al. 2021; Clark et al. 2022), Tarkwa (Baffoe, Duker et Senkyire-Kwarteng 2022) et Cape Coast (Essandoh et Armah 2011) au Ghana; à Ibadan et Ile-Ife (Baloye et Palamuleni 2015), Ota (Oyedepo et al. 2019), Ilorin (Oyedepo et Saadu 2009), Jos (Akintunde, Bayei et Akintunde 2022), Port Harcourt (Nwaerema et al. 2022), Aba, Calabar, Enugu, Ikot Ekpene, Onitsha, Owerri, Port-Harcourt et Uyo (Onuu 2000) et Ondo (Ibili et al. 2022) au Nigéria.

Une synthèse de ces treize études est reportée au tableau 6.

**Tableau 6.** Brève synthèse des études sur la pollution sonore dans les villes d’Afrique de l’Ouest

Étude	Pays <sup>a</sup> , ville	Indicateurs	Période et nombre de sites	Hauteur	Mobile	Appareil	Modélisation	Cartographie
Baloye et Palamuleni. (2015)	NG, Ibadan et Ile-Ife	$L_{Aeq,30s}$	Le matin (7 h à 9 h), l’après-midi (12 h à 14 h) et le soir (17 h à 19 h). 20 sites	Non spécifié	Fixe	Téléphone mobile Android calibré avec un sonomètre numérique, SET 1350	ANOVA	Non
Oyedepo <i>et al.</i> (2019)	NG, Ota	$L_{Aeq}$ , $L_{10}$ , $L_{90}$ , $L_d$ , $L_{np}$ et $N_c$	Période non spécifiée 41 sites	Les capteurs sont placés à une distance de 1 m du sol	Fixe	Sonomètre (ANSI S1.4 type classe 2)	Non	IDW
Oyedepo et Saadu (2009)	NG, Ilorin	$L_{Aeq}$ , $L_{dn}$ , $L_{10}$ et $L_{90}$ , $L_d$ , $P_{ni}$ ; et le $T_{ni}$	Juillet 2005 Le matin (7 h 30 à 8 h), l’après-midi (13 h à 13 h 30) le soir (16 h à 16 h 30) et la nuit (20 h 30 à 21 h) 42 sites	Les capteurs sont à une distance d’au moins 1 m des sources	Fixe	Sonomètre (ANSI S1.4 type classe 2)	Non	Cartographie des valeurs sur les emplacements
Akintunde <i>et al.</i> (2022)	NG, Jos	$L_{eqT}$ , $L_p$ , $L_{np}$ ,	Du 1 <sup>er</sup> avril au 7 avril 2019 Le matin (9 h à 10 h), le midi (12 h à 13 h) et le soir (16 h à 17 h), toute la semaine (du lundi au dimanche) 17 sites	Non spécifié	Fixe	Sonomètre (SLM)	Non	Interpolation spatiale (IDW)
Nwaerema <i>et al.</i> (2022)	NG, Port Harcourt	Non spécifié	Du 17 janvier au 27 février 2021 Le matin (7 h à 8 h), l’après-midi (14 h à 15 h) et le soir (17 h à 18 h) 45 sites	Un total de 9 routes et de 5 points d’échantillonnage par route, totalisant 45 points d’échantillonnage). Les capteurs sont placés à une hauteur de 1,20 m du sol et à une distance de 2 m ~ 3 m des sources de bruit de la circulation	Fixe	Dosimètre de bruit (non spécifié)	Non	Cartographie des valeurs sur les trajets
Onuu (2000)	NG, Aba, Calabar, Enugu, Ikot Ekpene, Onitsha, Owerri, Port-Harcourt et Uyo	$L_{dn}$ , $L_{eq}$ , $L_{10}$	Période de 24 heures 200 points de référence	Les capteurs sont à une distance comprise entre 6 à 50 m des sources sur plus de 200 points de référence	Fixe	Le sonomètre de précision (Bruel & Kjaer Type 2203) et un enregistreur de niveau sonore (Bruel & Kjaer Type 7005)	Non	Non
Ibili <i>et al.</i> (2022)	NG, Ondo	$L_{eq}$ , $L_0$ , $L_{10}$	Le matin (7 h à 8 h, 11 h à 12 h) et l’après-midi (15 h à 16 h) pendant 7 jours 3 sites	Les capteurs sont à 1,5 m au-dessus du sol pointant vers la route et à 5 m du milieu de la chaussée	Fixe	Un sonomètre sans fil CEI Type II	ANOVA	Non
Essandoh et Armah (2011)	GH, Cape Coast	$L_{Aeq}$ , $L_{dn}$ , $L_{10}$ et $L_{90}$ , $L_d$ , $P_{ni}$ ; et le $T_{ni}$	De décembre à mars 2011 Le matin (5 h 30 à 6 h), l’après-midi (11 h 30 à 12 h), le soir (16 h 30 à 17 h) et la nuit (22 h 30 à 23 h)	Les capteurs sont à une distance d’au moins 1 m des sources	Fixe	Non spécifié	Non	Non
Baffoe <i>et al.</i> (2022)	GH, Tarkwa	$L_{eq}$ , Lex	Le matin (6 h à 10 h), l’après-midi (12 h à 14 h) et le soir (18 h à 23 h) 23 sites	Non spécifié	Fixe	Un sonomètre SoundTrack LxT calibré de Larson Davis	Statistiques de régression et de corrélation	Cartographie des valeurs sur les emplacements
Clark <i>et al.</i> (2020)	GH, Accra	$L_{Aeq24hr}$ , $L_{den}$ , $L_{jours}$ , $L_{nuit}$	Entre avril 2019 et juin 2020 146 sites	Les capteurs sont à 4 m au-dessus du sol et à au moins 2 m de la façade la plus proche	Fixe	Sonomètre Noise Sentry de Convergence Instruments (Québec, Canada) (NSRT mk3)	LUR	Non

Clark <i>et al.</i> (2021)	GH, Accra	$L_{Aeq24h}$ , $L_{den}$ , $L_{jours}$ , $L_{nuit}$	Entre avril 2019 et juin 2020	146 emplacements à 4 m au-dessus du sol et à au moins 2 m de la façade la plus proche		Sonomètre Noise Sentry de Convergence Instruments (Québec, Canada) (NSRT_mk3)	LUR	Cartographie des valeurs sur les emplacements
Clark <i>et al.</i> (2022)	GH, Accra	$L_{Aeq24h}$ , $L_{den}$ , $L_{jours}$ , $L_{nuit}$	Entre avril 2019 et juin 2020	146 emplacements à 4 m au-dessus du sol et à au moins 2 m de la façade la plus proche		Sonomètre Noise Sentry de Convergence Instruments (Québec, Canada) (NSRT_mk3)	LUR	Oui
Koné et Anoh (2018)	CI, Abidjan	$L_{eq}$	De 8 h à 17 h dans 4 écoles	Non spécifié	Fixe	Un sonomètre de type SDA KIM-17017	Non	Non

CI : Côte d'Ivoire; GH : Ghana; NG : Nigéria.

Plusieurs enseignements peuvent être tirés de ces études. Premièrement, sur 13 études identifiées, 12 portent sur le Ghana et le Nigéria, deux pays anglophones de l'Afrique de l'Ouest. Une seule étude est réalisée en Côte d'Ivoire (Abidjan), mais elle ne porte pas sur le bruit environnemental, mais spécifiquement le bruit commercial autour et dans les écoles (Koné et Anoh 2018). Aussi, signalons que nous avons utilisé le moteur de recherche *Google Scholar* avec la combinaison des termes « pollution sonore », « bruit », « modélisation cartographie du bruit », en français et en anglais. Cela n'a pas permis de trouver des articles sur plusieurs villes ouest-africaines, comme dans le cas de notre recherche sur la pollution atmosphérique. Les 13 études ont mis en évidence l'existence d'une multitude de sources du bruit à savoir les zones commerciales et industrielles, les secteurs de forte densité résidentielle et surtout le long des principaux axes routiers (Clark et al. 2020; Clark et al. 2021; Clark et al. 2022).

Deuxièmement, toutes les études sont basées sur des collectes intensives (sites fixes) avec des capteurs à faible coût. D'abord, la collecte intensive a porté sur un nombre de sites différent d'une étude à une autre. Par exemple, Clark et al. (2022) et Baffoe, Duker et Senkyire-Kwarteng (2022) au Ghana ont collecté respectivement des données sur 146 et 23 sites contre 41 sites pour Oyedepo et al. (2019) à Ota au Nigéria. Cette variation peut s'expliquer par plusieurs facteurs, notamment l'étendue du terrain d'étude, la durée du projet et les moyens financiers, humains et techniques disponibles. Le nombre de sites est élevé pour Clark et al. (2022), car cette collecte s'inscrivait dans un protocole d'étude qui comprenait les pollutions sonore et atmosphérique et qui a duré presque une année (entre avril 2019 et juin 2020) avec une interruption en avril-mai 2020 à cause de la pandémie COVID-19. Ensuite, l'utilisation de capteurs à faible coût dans la quasi-totalité des études montre à quel point ce type de capteur est important pour la surveillance du bruit en Afrique de l'Ouest. Enfin, concernant les indicateurs de bruit retenus, citons notamment l'indicateur énergétique  $L_{Aeq}$  (Oyedepo et Saadu 2009; Oyedepo et al. 2019; Akintunde, Bayei et Akintunde 2022; Onuu 2000; Essandoh et Armah 2011; Clark et al. 2022), suivi d'indicateurs statistiques dont les  $L_{10}$  et  $L_{90}$  (Oyedepo et Saadu 2009; Oyedepo et al. 2019; Onuu 2000; Ibili et al. 2022; Essandoh et Armah 2011) et le  $L_{den}$  utilisé dans l'étude de Clark et al. (2022). Dans cette revue, aucune étude n'a retenu les indicateurs de crête que sont le  $L_{Amax}$  et le  $L_{Amin}$ .

Troisièmement, les études ont montré d'importantes variations temporelles et spatiales de la concentration du bruit. Par exemple, Baloye et Palamuleni (2015) ont trouvé à Ibadan (Nigéria) des niveaux de bruit moyen, minimum moyen et maximum moyen plus élevés le matin (74,01 dB(A), 68,3 dB(A) et 78,35 dB(A)) que l'après-midi (72,31 dB(A), 65,6 dB(A) et 77,1 dB(A)) et le soir (73,23 dB(A), 65,15 dB(A) et 79,55 dB(A)). Pour cette ville, ils ont conclu que le vendredi



est le jour le plus bruyant, suivi du lundi, tandis que le dimanche est le jour le plus calme. Dans le même article, qui présentait les résultats d'une étude comparative entre deux villes quasi similaires (Ibadan et Ile-Ife), les auteurs ont rapporté des niveaux de bruit moyen, minimum moyen et maximum moyen de 68,59 dB(A), 63,45 dB(A) et 73,4 dB(A) pour le matin, de 68,91 dB(A), 61,9 dB(A) et 74,9 dB(A) pour la période de l'après-midi, et de 70,32 dB(A), 65,55 dB(A) et 75 dB(A) pour la soirée. Ces résultats suggèrent qu'à Ile-Ife, les soirées sont plus bruyantes que les autres moments de la journée et que le bruit y est plus intense les lundis. Dans la même veine, dans une étude à Accra (Ghana), Clark et al. (2021) ont signalé que les niveaux sonores étaient les plus faibles entre minuit et 4 h et les plus élevés entre 8 h et 20 h. Cela peut s'expliquer par le fait que la première période correspond à un calme lié à l'arrêt de plusieurs activités commerciales et industrielles et surtout à la réduction de la circulation routière. Or, la période allant de 8 h à 20 h est marquée par d'intenses activités de tout genre. Quant à Clark et al. (2022), ils ont conclu que les niveaux de bruit sur toute la journée (avec l'indicateur  $L_{den}$ ) étaient les plus élevés dans le centre-ville et à proximité des routes principales. Par ailleurs, les zones les plus pauvres d'Accra étaient plus bruyantes que les zones les plus riches (Clark et al. 2022).

Quatrièmement, bien que les études aient donné les sources de bruit, très peu ont eu recours à des analyses de régression pour identifier les facteurs qui concourent à augmenter ou à diminuer les concentrations de bruit. Seuls Clark et al. (2022) ont tenté cet exercice. Leurs résultats suggèrent que les niveaux de bruit sont plus élevés proches des routes principales (autoroutes et routes primaires), suivies des routes secondaires et tertiaires. Par exemple, l'écart d'exposition entre les routes principales (médiane de 69 dB(A)) et les routes secondaires et tertiaires (médianes respectives de 63 et 60 dB(A)) est de 6 et 9 dB(A).

### **1.3 Forme urbaine et pollution dans les villes des Suds**

Il ne fait aucun doute que la forme urbaine est un facteur essentiel dans la production et le maintien des pollutions dans les zones urbaines (Zhou, Li et Wang 2018). Si cela a été démontré pour les villes des Nord, ce facteur est très peu documenté pour les villes des Suds (Larkin et al. 2016; Zhou, Li et Wang 2018). Pourtant, celles-ci sont le lieu de changements majeurs en ce qui concerne la démographie, la structuration de l'espace et diverses formes de ségrégation.

### **1.3.1 Croissances démographique et urbaine**

Les villes des Suds ont des formes particulières et sont caractérisées par une urbanisation accélérée et non maîtrisée – alimentée à la fois par un exode rural et une forte croissance démographique – qui se matérialise par un fort étalement urbain (OCDE 2020). Selon les projections de la population mondiale des Nations Unies, la région de l’Afrique subsaharienne sera l’hôte d’une bonne partie de la croissance mondiale de la population (tableau 7). Plus précisément, les Nations Unies projettent que la croissance démographique sera très forte dans 47 pays considérés comme les moins avancés (dernière ligne du tableau 7). Parmi ces 47 pays, 32 se trouvent en Afrique, au sud du Sahara.

**Tableau 7.** Projections de la population mondiale (en millions)

Régions	Année	2019	2030	2050	2100	$\Delta\%$ 2019- 2050	$\Delta\%$ 2019- 2100
Monde		7 713	8 548	9 735	10 875	26,2	41,0
Afrique subsaharienne		1 066	1400	2 118	3 775	<b>98,7</b>	<b>254,1</b>
Afrique du Nord et Asie occidentale		517	609	754	924	<b>45,8</b>	<b>78,7</b>
Asie centrale et Asie du Sud		1 991	2 227	2 496	2 334	<b>25,4</b>	<b>17,7</b>
Asie de l'Est et Asie du Sud-Est		2 335	2 427	2 411	1 967	3,3	-15,8
Amérique latine et Caraïbes		648	706	762	680	17,6	4,9
Australie / Nouvelle-Zélande		30	33	38	49	26,7	63,3
Océanie <sup>a</sup> (hors Australie et Nouvelle-Zélande)		12	15	19	26	58,3	116,7
Europe et Amérique du Nord		1 114	1 132	1 136	1 120	2,0	0,5
Pays les moins développés		1 033	1 314	1 877	3 047	81,7	195,0

**Source :** Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population (2019).

Perspectives de la population mondiale 2019

([https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019\\_Highlights.pdf](https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf))

En résumé, ces croissances démographique et urbaine risquent inévitablement d'accélérer l'étalement urbain et d'augmenter les niveaux des pollutions atmosphérique et sonore (Yiran et al. 2020). À cela, s'ajoute le fait que les populations plus jeunes risquent d'avoir des besoins de mobilité et de motorisation plus importantes (Amegah et Agyei-Mensah 2017; Fayiga, Ipinmoroti et Chirenje 2018).

### 1.3.2 Étalement urbain et transport

Pour certains auteurs travaillant sur les villes des Suds, l'étalement urbain entraîne une expansion incontrôlée et non coordonnée de la ville (Pucher et al. 2005; Yiran et al. 2020). À cet égard, Pucher et al. (2005) estiment que les pays des Suds font face à un développement spectaculaire de leurs villes et de leurs périphéries, ce qui cause des problèmes majeurs de planification urbaine, de mobilité, de transport, de congestion routière, de sécurité routière et de pollutions atmosphérique et sonore.

- Unplanned, haphazard development at the suburban fringe without adequate infrastructure, transport, and other public service
- Limited network of roads, often narrow, poorly maintained, and unpaved
- Extremely congested roads with an incompatible mix of both motorized and non-motorized vehicles traveling at widely different speeds

- Rapidly increasing ownership and use of private cars and motorcycles
- Inadequate roadway accommodations for buses and non-motorized transport
- Primitive or non-existent traffic control and management, often without even the most basic street signage
- Extremely high and rapidly rising traffic fatalities, especially among pedestrians and motorcyclists
- Overcrowded, uncomfortable, undependable, slow, uncoordinated, inefficient, and dangerous public transport
- Extremely high levels of transport-related pollution, noise and other environmental impacts, especially in large cities (Pucher et al. 2005, p. 2).

Rappelons que dans les villes des Nord, l'étalement urbain contribue surtout à augmenter les niveaux de pollution dans les quartiers centraux, en raison des déplacements pendulaires de la périphérie vers le centre-ville le matin et inversement le soir (Marshall, Brauer et Lawrence 2009). Cela explique en partie le gradient progressivement décroissant, du centre vers la périphérie, des niveaux de pollution habituellement observés. À la lumière des propos de Pucher et al. (2005), dans certaines villes des Suds, notamment subsahariennes, il est probable que l'étalement urbain concoure à des géographies intra-urbaines différentes de la concentration des polluants atmosphériques et sonores.

Premièrement, le fait que l'étalement urbain s'accompagne d'un réseau routier caractérisé par des rues étroites et non goudronnées génère certainement des niveaux de polluants particuliers (dû à la poussière) très élevés. Deux autres phénomènes viennent aussi augmenter la concentration de des polluants PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub> dans ces zones périphériques. D'une part, contrairement aux villes des Nord, l'étalement urbain dans les villes des Suds rime avec pauvreté. Or, les ménages pauvres utilisent principalement la biomasse (bois ou charbon de bois) pour la cuisson, ce qui produit beaucoup de polluants particuliers. D'autre part, l'étalement urbain s'accompagne aussi de l'installation de petites entreprises du secteur informel avec des activités manufacturières très variées, génératrices de polluants.

Deuxièmement, l'étalement urbain, en raison des déplacements pendulaires motorisés, augmente la congestion dans les quartiers centraux (Yiran et al. 2020). Par contre, le réseau routier y étant goudronné, il est possible que cela contribue beaucoup plus à l'augmentation des polluants gazeux (NO<sub>2</sub> entre autres). En résumé, il est possible que la géographie intra-urbaine des polluants particuliers soit bien différente de celle des polluants gazeux dans les villes des Suds, ce qui, à notre connaissance, n'a pas encore été clairement démontré.

Concernant la pollution sonore, les résultats sont à contextualiser. Dans une étude réalisée dans la métropole d'Ilorin (Nigéria), Oyedepo et Saadu (2009) ont obtenu des résultats intéressants. D'abord, ils signalent que la métropole est en pleine expansion avec une

augmentation rapide du taux de croissance démographique. Ensuite, elle a des niveaux de bruit très élevés et similaires à ceux rapportés pour d'autres villes des Suds. Enfin, ils ont produit la carte du bruit pour la ville. L'analyse de celle-ci a montré que le centre-ville était très bruyant avec des niveaux de bruit diurne de 84 dB(A) et nocturne de 81 dB(A). Ces niveaux s'expliquent, selon les auteurs, par le fait que le centre-ville regroupe les magasins, les marchés et les bâtiments avec une population et un volume de trafic élevé. Ces éléments concourent à l'augmentation des niveaux de bruit. À l'inverse, ils ont trouvé que la périphérie est moins bruyante, car elle est essentiellement faite de zones résidentielles à faible densité et de sites en développement.

En résumé, sous le poids démographique important, les villes des Suds ont connu l'urbanisation et l'expansion urbaine les plus importantes au monde, ce qui a de facto exacerbé les problèmes de pollutions atmosphérique et sonore (Yuan et al. 2018; Yuan et al. 2019). Certains auteurs (Cervero et Golub 2007; Cervero et Murakami 2010; Ewing et Cervero 2010) suggèrent que les « formes urbaines denses et compactes » régulent facilement les déplacements et réduisent l'utilisation du véhicule, donc elles sont moins polluantes. À l'inverse, d'autres soutiennent que l'étalement urbain est un puissant facteur de pollution parce qu'il augmente les zones de construction industrielles informelles et commerciales et les routes non asphaltées.

### **1.3.3 Caractéristiques à l'échelle locale**

Plusieurs éléments de la forme urbaine ont un impact sur les niveaux de pollution, principalement les utilisations/occupations du sol, la densité du bâti, la forme et la densité du réseau routier, la végétation et les canyons urbains (Hoek et al. 2008). Ces impacts sont largement décrits dans les villes des Nord, mais très peu dans celles des Suds, certainement à cause de l'absence de données.

Premièrement, certaines utilisations du sol sont associées à des niveaux de concentration de polluants atmosphériques et sonores plus élevés : les zones d'habitation dense (Goudreau et al. 2014; Ragetti et al. 2016; Yuan et al. 2019), les zones industrielles et commerciales (Hunashal et Patil 2012; Oyedepo et al. 2019) et les infrastructures routières majeures (Weichenthal et al. 2016; Gao et al. 2019; Brauer et al. 2019). En revanche, la présence d'espaces verts (parcs), de végétation et d'habitats de faible densité peut concourir à réduire localement les polluants (Dadvand et al. 2015; Wu et al. 2015; Chen et al. 2016; Klingberg et al. 2017).

Deuxièmement, la géométrie des rues (largeur des rues et hauteur des bâtiments) a aussi potentiellement un impact. Les rues de type canyon, peu larges et avec des bâtiments très hauts, ne facilitent ni la dispersion des polluants ni la propagation du bruit; elles concourent ainsi à des niveaux de pollution et de bruit élevés (Caselli et al. 2010; Wang et Kang 2011; Dekoninck, Botteldooren et Int Panis 2013). À l'inverse, plus l'ouverture de la rue est importante, plus le bruit peut se propager et les polluants peuvent se disperser verticalement et horizontalement.

Troisièmement, les conditions de la circulation routière sont considérées comme des facteurs ayant un impact considérable. En effet, la densité du trafic est associée à d'importantes variations des pollutions tant atmosphérique que sonore (Foraster et al. 2011; Cole-Hunter et al. 2012). À ce propos, certains auteurs suggèrent de collecter en temps réel des informations sur le volume de véhicules en circulation, la vitesse moyenne des véhicules et la composition du parc de véhicules (principalement automobiles versus véhicules lourds) (Pan, Yao et Yang 2016; Khan, Dey et Chowdhury 2017). En l'absence d'indicateurs de trafic en temps réel, il est possible de recourir à des mesures indirectes, notamment aux différents types de rues d'un réseau routier (Farrell et al. 2015). On s'attend alors à avoir des niveaux plus élevés sur les routes primaires et secondaires comparativement aux rues tertiaires et résidentielles.

À une échelle régionale, plus une métropole à un couvert forestier important, plus les niveaux de pollution risquent d'être faibles (García de Jalón et al. 2019). Par contre, à une échelle locale – le quartier et surtout la rue –, le rôle des arbres est plus complexe et limité puisqu'un arbre n'absorbe pas toute la pollution produite par les véhicules et qu'il produit aussi des particules organiques (Amorim et al. 2013; Churkina et al. 2015).

Aussi, certains signalent que les polluants particuliers se déposent sur les feuilles et réduisent ainsi les niveaux de polluants, tandis que d'autres rapportent que les feuilles limitent la dispersion verticale des polluants qui restent prisonniers sous la canopée (Vailshery, Jaganmohan et Nagendra 2013; MacNaughton et al. 2014; Janhäll 2015; Klingberg et al. 2017). Autrement dit, bien que cela puisse paraître paradoxal, les arbres sur rue pourraient tantôt contribuer à limiter légèrement la concentration des polluants, tantôt concourir à la maintenir élevée.

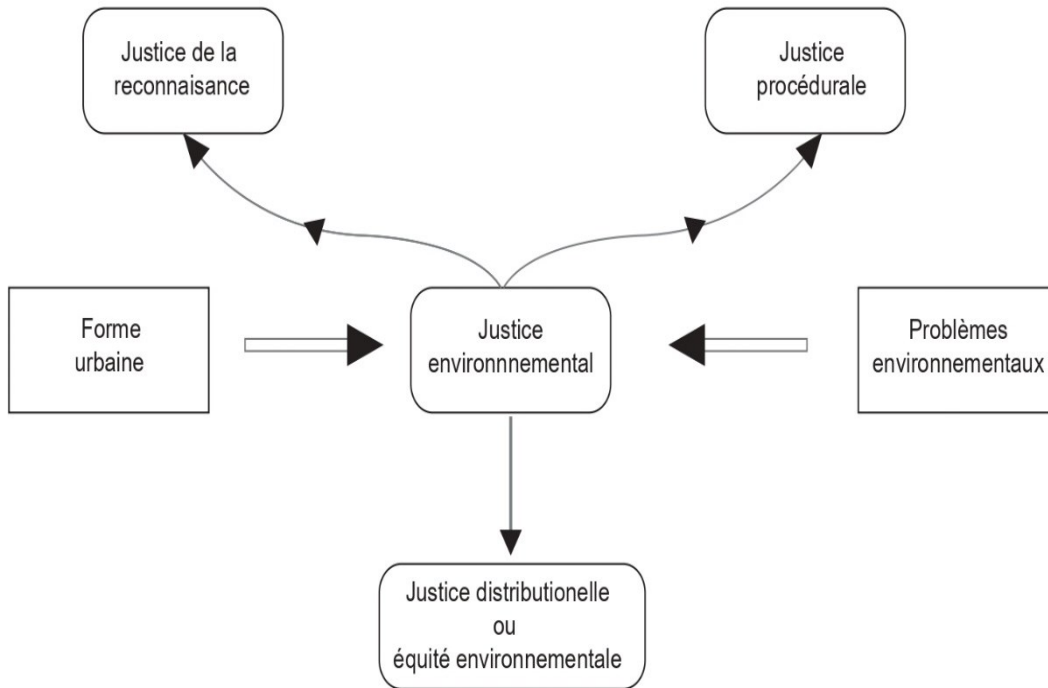
Outre ces facteurs, les espaces verts, qui sont des espaces ouverts, joueraient un rôle important dans la dispersion et l'atténuation des polluants gazeux et particuliers (Yli-Pelkonen, Setälä et Viippola 2017; Viippola et al. 2018) et du bruit (Peng, Bullen et Kean 2014). D'autres études rapportent qu'une végétation dense peut aussi réduire respectivement le bruit de la circulation et l'exposition aux polluants (Fang et Ling 2003; MacNaughton et al. 2014).

## 1.4 Justice environnementale et pollutions atmosphérique et sonore

Avant d'aborder la question de l'équité environnementale, il convient de discuter plus largement de la notion de justice environnementale, de ses origines et de son évolution dans le temps. En effet, Holifield (2001) nous apprend que certains militants engagés dans la cause environnementale ont préféré la notion de justice à celle d'équité. Les premiers travaux sur la notion de « justice environnementale » remontent aux années 1980, au moment où les États-Unis font face à des mouvements sociaux et des contestations sans précédent (Holifield 2001; Gobert 2008; Apparicio et al. 2013). En fait, dans ces années, la notion de justice environnementale prend de l'importance lorsque certaines communautés minoritaires, surtout les Afro-Américains, dénoncent un racisme environnemental. Selon ces communautés, leurs environnements de vie marqués par la pauvreté sont des lieux où l'on retrouve très souvent des éléments polluants. D'après Holifield (2001), l'année 1982 marque une étape importante dans la lutte contre ce racisme environnemental. Cette année-là, en Caroline du Nord, les communautés minoritaires manifestent contre l'implantation d'une décharge de déchets dans leur environnement immédiat. Bien que cette lutte ait été perdue, elle a permis une prise de conscience non seulement en Caroline du Nord, mais dans toute l'Amérique. Dans la continuité de cette lutte, a lieu en 1991 le sommet national du leadership des gens de couleur. Ce sommet a bien évidemment abordé la question environnementale (Holifield 2001). Si Warren County (ville de la Caroline du Nord) est considérée comme l'épicentre du mouvement, certains auteurs avaient déjà documenté la préoccupation environnementale comme un problème primordial pour les pauvres dans les centres urbains les plus industrialisés (Schlosberg et Collins 2014).

Même si définir la notion semble difficile à cause des différences de terminologies et des contextes géographiques (Holifield 2001; Gobert 2008), ses causes et buts semblent assez similaires. Selon Gobert (2008), l'une des causes les plus importantes de l'introduction de la notion de justice environnementale est la distribution inégale des éléments positifs ou négatifs d'une infrastructure. L'auteur estime que les impacts positifs d'une infrastructure touchent souvent des échelles beaucoup plus larges (la région, le pays) que les impacts négatifs (pollution, risques, nuisances comme la congestion routière et le bruit, la possible dévalorisation des biens immobiliers, etc.) qui se concentrent sur l'espace d'accueil de l'infrastructure et affectent les populations qui y résident. Ce phénomène donne l'impression d'une injustice à la fois sociale, économique et environnementale. Quant à Holifield (2001), il soutient que le but de la justice environnementale est d'assurer à toute personne, peu importe sa race, son origine ou sa condition

économique, une protection contre les effets négatifs et disproportionnés de son environnement. Dans ce contexte, la justice environnementale se présente comme une notion tripartite (figure 4) : celles de la reconnaissance, de la procédure et de la répartition des effets (Schlosberg 2007; Walker 2012; Séguin, Apparicio et Negron 2013; Potvin, Apparicio et Séguin 2019).



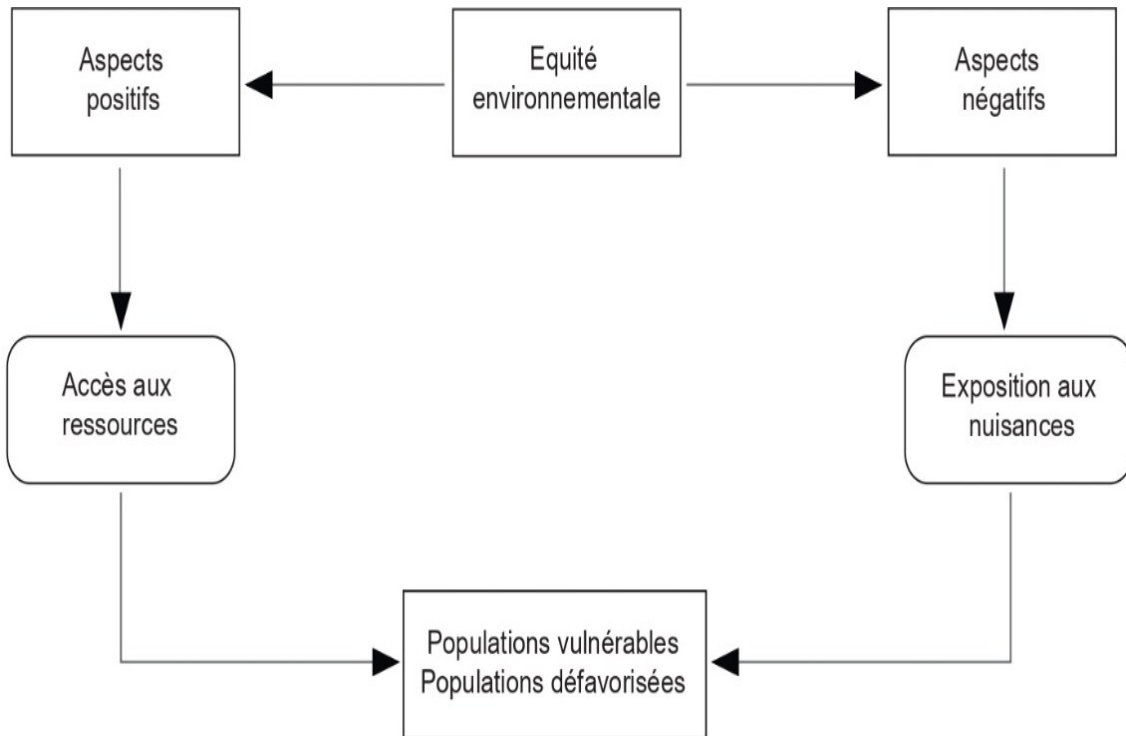
**Figure 4.** Aspects de la justice environnementale

Source : Synthèse des travaux de Schlosberg (2007) et de Walker (2012).

Selon Schlosberg (2007), la justice de la reconnaissance est celle qui s'attelle à reconnaître les uns et les autres égaux, peu importe leurs caractéristiques (race, culture, genre, etc.). Cette égalité doit se traduire par leur prise en compte. Car, il faut le dire, certains groupes de la population sont marginalisés et stigmatisés, et leurs droits les plus élémentaires ne sont pas reconnus. La justice procédurale est celle qui renvoie à la reconnaissance et à la participation des différents groupes. Elle suggère que les différents groupes doivent être impliqués dans les prises de décisions les concernant ou concernant leur environnement. Cette composante est essentielle, car elle introduit la notion d'organisation et de pouvoir que les groupes peuvent avoir. Ce pouvoir leur donne le droit de participer à divers processus, en amont et en aval. Ces deux premiers concepts de la justice environnementale sont intimement liés, car la reconnaissance implique la prise en compte, donc la participation. Le dernier concept, qui est la justice distributionnelle ou l'équité environnementale, fait référence à la distribution des effets néfastes de l'environnement. En résumé, il s'agit de vérifier s'il existe une distribution équitable des nuisances ou une



accessibilité équitable aux éléments positifs de l'environnement, et ce, pour les différents groupes de la population (figure 5).



**Figure 5.** Justice distributionnelle ou équité environnementale

**Source :** Synthèse des travaux de Schlosberg (2007); de Walker (2012) et de Séguin et Apparicio (2013).

Selon la figure ci-dessus, tirée de la synthèse des travaux antérieurs, une tendance se dégage, c'est-à-dire que les aspects négatifs et positifs de l'équité environnementale concernent aussi bien les populations vulnérables (enfants et personnes âgées) que défavorisées (pauvres et minorités ethniques).

#### 1.4.1 Études classiques sur les villes des Nord

Dans la littérature sur l'équité environnementale, certains facteurs comme l'âge (enfants/personnes âgées), les conditions socioéconomiques (riche/pauvre) et l'appartenance ethnoculturelle (minorités visibles, groupes raciaux ou encore immigrants récents) sont mis de l'avant pour expliquer la vulnérabilité d'un groupe de personnes par rapport à un autre.

En effet, certains auteurs soulignent le fait que les enfants sont plus vulnérables physiologiquement aux effets néfastes de certaines nuisances, étant donné que leur organisme n'est pas complètement développé (Bolte, Tamburini et Kohlhuber 2010; Carrier 2015). Ainsi,

dans une revue, Just et al. (2007) montrent que dans les pays industrialisés, la prévalence de l'asthme et des allergies a doublé au cours des dernières décennies chez les jeunes. Les personnes âgées sont aussi vulnérables face aux différents polluants, puisqu'en raison du vieillissement, leur système immunitaire est souvent affaibli (Carrier et al. 2013). Cela explique que certains auteurs estiment que, dans les recherches de justice environnementale, les personnes âgées devraient être au cœur des préoccupations (Brown et Walker 2008; Day 2010; Carrier et al. 2013).

Quant aux personnes pauvres, elles sont dans l'incapacité financière de se loger dans les zones où les éléments négatifs du cadre de vie urbain (pollution notamment) sont peu présents (vulnérabilité socioéconomique). Outre leurs choix de localisation résidentielle plus réduits, leurs milieux de vie se limitent plus souvent à leur milieu résidentiel. Elles sont donc amenées à vivre dans la promiscuité et à proximité des grandes sources de pollutions atmosphérique et sonore (Lam et Chan 2008; Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Il en va de même pour les minorités visibles<sup>13</sup> ou raciales qui sont surreprésentées dans des zones défavorisées (Swidinsky et Swidinsky 2002; Sansom et al. 2016).

Ainsi, plusieurs études montrent avec précision l'existence d'iniquités environnementales pour certains groupes de la population à savoir les personnes âgées (65 ans et plus), les personnes à faible revenu et les minorités visibles (Carrier et al. 2014; Carrier et al. 2016; Fecht et al. 2016). Bien entendu, l'existence et l'ampleur de ces iniquités varient selon la ville à l'étude. À juste titre, ces auteurs soulignent que ces groupes subissent les conséquences des nuisances qu'ils ne produisent pas ou produisent peu et sont dans l'incapacité financière d'avoir accès aux solutions pour se protéger.

Concernant la pollution atmosphérique dans les pays des Nord, Briggs, Jj et D (2008) constatent en Angleterre qu'en général, les personnes démunies ont tendance à vivre dans des milieux où les niveaux de pollution sont élevés. Déjà fragilisées économiquement, ces personnes sont dans l'incapacité d'habiter dans des zones moins polluées (où les loyers sont généralement plus élevés). Pour la métropole strasbourgeoise (France), Havard et al. (2009) rapportent l'existence de disparités socioéconomiques quant à l'exposition à la pollution atmosphérique liée au trafic routier. Ils estiment que les personnes les plus défavorisées supportent une charge plus importante des effets environnementaux. À Montréal (Canada), Carrier et al. (2016) rapportent

---

<sup>13</sup> Selon la Loi canadienne sur l'équité en matière d'emploi, les membres des minorités visibles sont les « *personnes autres que la population autochtone, qui ne sont ni caucasiennes ni blanches. Il s'agit principalement des groupes suivants : Sud-Asiatique, Chinois, Noir, Philippin, Latino-Américain, Arabe, Asiatique du sud-est, Asiatique occidental, Coréen et Japonais* » (Statistique Canada et Division des statistiques sociales 2003, p 18).

que les personnes à revenu faible vivent dans les milieux où les niveaux de pollution sont élevés. Par ailleurs, à Phoenix (États-Unis), Pope, Wu et Boone (2016) rapportent que les personnes âgées de plus de 65 ans sont en situation d'iniquités environnementales quant à la pollution de l'air. Concernant les enfants, Chaix et al. (2006) démontrent que les enfants suédois qui vivent dans les quartiers pauvres sont plus affectés par les polluants. Dans la même veine, Green et al. (2004) signalent que les écoles élémentaires (écoles pour enfants) de la Californie situées dans les zones défavorisées sont plus exposées à des niveaux très élevés de polluants. En plus des enfants et des personnes à revenu faible, la littérature fait cas des minorités visibles. Dans leur étude à Montréal, Carrier et al. (2016) mettent en évidence la surreprésentation des minorités visibles dans les milieux résidentiels où les niveaux des nuisances sont significativement plus élevés. D'autres études menées en Amérique parviennent aux mêmes conclusions (Pastor, Sadd et Hipp 2001; Chakraborty 2009).

Concernant la pollution sonore, les recherches portant sur l'équité environnementale vont globalement dans le même sens que celle sur la pollution atmosphérique. Elles concluent à l'existence d'équité environnementale, mais pas pour tous les groupes identifiés dans la littérature. Schmit et Lorant (2009), dans une étude menée en Belgique, concluent que la pollution sonore affecte plus les populations ayant un statut socioéconomique faible. Différentes études menées à Birmingham rapportent que les personnes de couleur et les personnes à faible revenu se trouvent dans des zones où les niveaux de bruit sont très élevés le jour avec un pic la nuit (Brainard et al. 2002; Brainard et al. 2004). Aussi, Carrier, Apparicio et Séguin (2016), dans une étude menée à Montréal, concluent à l'existence d'iniquité environnementale en matière de pollution sonore pour les personnes à faible revenu et les minorités visibles, mais pas pour les enfants (moins de 15 ans).

L'ensemble de ces résultats sont à contextualiser, puisque certaines études ne concluent pas à l'existence d'iniquités environnementales. En effet, Havard et al. (2011), ayant comme objectif d'explorer les inégalités sociales liées à l'exposition résidentielle au bruit de la circulation routière à Paris, concluent que les personnes se trouvant dans les quartiers favorisés subissaient plus les effets néfastes de la circulation routière que celles des quartiers défavorisés. Ce résultat est corroboré par Bocquier et al. (2013) pour la seconde ville française (Marseille). Pour les enfants (moins de 15 ans) et les personnes âgées (plus de 65 ans), ces personnes ne seraient pas en situation d'iniquité environnementale en ce qui concerne l'exposition au bruit routier et au bruit aérien à Montréal (Carrier et al. 2016; Audrin et al. 2020). Finalement, Lagonigro, Martori et

Apparicio (2018) rapportent qu'à Barcelone, il n'y a pas d'inégalité environnementale pour les enfants et les personnes à faible revenu.

#### 1.4.2 Études sur les villes des Suds

Depuis l'émergence de la justice environnementale dans les années 1980, ce concept a été repris et largement exploité dans les villes des Nords. Cependant, il est moins connu et étudié dans les Suds. Selon Blanchon, Moreau et Veyret (2009), cette situation peut s'expliquer par le fait qu'il existe très peu de données et que celles-ci sont souvent difficilement accessibles, mais surtout parce que la question environnementale n'est pas une priorité. Pourtant, depuis la conférence des Nations Unies en 1992 à Rio de Janeiro, l'environnement est inscrit dans l'agenda de beaucoup de pays des Suds<sup>14</sup>. Ainsi, les recherches commencent à émerger. Une étude menée en Chine (Hong Kong) montre que les personnes à revenu faible sont plus exposées aux PM<sub>10</sub> comparativement à celles à revenu élevé (Fan, Lam et Yu 2012). Pour Chakraborty et Basu (2021), en Inde, les groupes les plus défavorisés socialement et économiquement vivent majoritairement dans les districts où les concentrations de PM<sub>2,5</sub> sont plus élevées. Dans des études portant sur l'Afrique du Sud, les auteurs rapportent que certaines communautés avec un statut socioéconomique bas et des groupes ethniques marginalisés vivent à proximité des décharges. Or, ces décharges sont des sources considérables de pollution de l'air et affectent donc négativement leur santé (Ojelede, Annegarn et Kneen 2012; Wright et al. 2014). À notre connaissance, l'une des rares études sur l'inégalité environnementale portant sur la pollution atmosphérique en Afrique de l'Ouest a été réalisée à Accra (Ghana). Les auteurs rapportent que les niveaux de PM<sub>2,5</sub> et de PM<sub>10</sub> sont plus élevés dans les quartiers à statut socioéconomique plus bas et inversement (Rooney et al. 2012).

D'autres études menées dans les Suds concluent à des situations d'iniquité environnementale en matière de pollution sonore. En Inde, Pucher et al. (2005) rapportent que les personnes à faible revenu vivant dans des bidonvilles ou à proximité du centre sont exposées à des niveaux élevés de bruit. À Téhéran (Iran), Alimohammadi et al. (2010) précisent que les personnes de 30 à 49 ans sont très affectées par les forts niveaux de bruit. La conclusion de leur étude est claire : elle stipule que plus l'âge de l'individu augmente, plus il est exposé aux effets du bruit tels que les troubles de l'audition. Par ailleurs, à Wuhan en Chine, Wang et Kang (2011) montrent que le niveau de bruit maximal est plus élevé dans les zones résidentielles à faible revenu par rapport aux zones

---

<sup>14</sup> <https://undocs.org/pdf?symbol=fr/A/CONF.199/20>

résidentielles à revenu élevé. À notre connaissance, il n'existe pas de recherche sur le bruit et l'équité environnementale en Afrique subsaharienne.

## 1.5 Problématique

Les pollutions atmosphérique et sonore sont un enjeu environnemental et de santé publique dans de nombreuses villes tant des Nordes que des Suds (Gaffron 2012; Mbow-Diokhane 2019). En milieu urbain, les sources de ces nuisances sont aujourd'hui bien connues, notamment les activités industrielles (You et Xu 2010; Bauer et al. 2019; Alvarez et al. 2020) et surtout la circulation routière (Okokon et al. 2018; Cariolet, Vuillet et Diab 2019). D'autres sources, comme la poussière (Anuforum 2007; De Longueville et al. 2010) et la combustion de la biomasse (Ouedraogo 2006; Glandus et Beltrando 2013), sont spécifiques aux villes des Suds. Concernant les impacts en termes de santé des populations urbaines, nous avons vu que ces nuisances sont associées à une charge de mortalité, de morbidité et d'années de vies perdues très élevée dans le monde (OMS 2011). En effet, la pollution de l'air est associée à des maladies respiratoires et cardiovasculaires (Thurston et al. 2017; Fasola et al. 2021). Quant à la pollution sonore, elle est directement liée au dérangement, aux maux de tête, au stress et à des troubles du sommeil (Ising et Kruppa 2004; Banerjee 2012).

L'identification des sources de ces deux nuisances, leurs modélisation et cartographie intra-urbaine, leurs impacts sur la santé des populations urbaines et l'identification des populations les plus affectées ont fait l'objet d'une multitude de recherches dans de nombreuses villes à travers le monde. Toutefois, ces études ont été très majoritairement réalisées dans les villes des Nordes (Cepeda et al. 2017; Khan et al. 2018). Dans une revue de la littérature portant sur les pollutions atmosphérique et sonore provenant du trafic routier, Khan et al. (2018) ont montré que sur 57 articles scientifiques collectés sur la période 1999 – 2017, la plupart concernent l'Europe (n = 43) et l'Amérique du Nord (n = 9). Les villes des Suds sont très sous-représentées avec seulement quatre études menées en Asie et aucune étude en Afrique. Or, nous avons vu que les villes des Suds, notamment celles de l'Afrique de l'Ouest, font face à des changements majeurs : des démographies et urbanisations accélérées générant un étalement non maîtrisé, une croissance exponentielle du parc automobile (vétuste de surcroît) et une forte industrialisation (liée en partie au secteur informel), et ce, dans un contexte d'absence de réseaux de surveillance des polluants et de faible application des législations en vigueur. En outre, comme discuté précédemment, les formes urbaines des villes des Suds, notamment africaines, sont bien

différentes de celles des Nord. Il en résulte que les constats et recommandations découlant des études sur les pollutions atmosphérique et sonore (quasi uniquement réalisées dans les Nord) ne peuvent être directement transposés aux villes des Sud. Cela s'applique à Abidjan.

Avec une population de plus de quatre millions, Abidjan accueille une circulation routière importante et dense. De plus, son parc automobile ne cesse de croître et reste vétuste. Selon Konan et Echui (2017)<sup>15</sup>, en 2016, sur les 636 551 véhicules que compte le pays, 80 % circulent dans la seule ville d'Abidjan. Toujours selon ces auteurs, 77 % de ces 509 240 véhicules sont des véhicules d'occasion importés ayant une moyenne d'âge de plus de dix ans. Aussi, la majeure partie des véhicules en circulation à Abidjan et dans tout le pays ne respectent pas les normes administratives et techniques en vigueur<sup>16</sup>. Déjà en 2012, Echui rapportait qu'avec un taux d'accroissement de l'ordre de 7,2 % par an, le parc automobile d'Abidjan pourrait atteindre un million de véhicules à l'horizon 2020 (Echui 2012). À défaut de statistique récente, on peut supposer que ce chiffre est désormais atteint. Il en résulte des problèmes de congestion de plus en plus importants aggravés par la forme et l'état du réseau routier (rues étroites et nids-de-poule). Les embouteillages de plus en plus fréquents contribuent ainsi à augmenter les émissions polluantes et le bruit (Echui 2012; Doumbia et al. 2018; Doumbia et al. 2021). À cela s'ajoutent de nombreuses sections non goudronnées qui font augmenter les niveaux des polluants particuliers. Gnamien et al. (2021), rapportant les chiffres du MCLAU<sup>17</sup> de 2015, signalent qu'à peine plus de la moitié des routes d'Abidjan sont pavées. Aussi, ils précisent qu'il existe une grande différence entre les communes. Celle du Plateau où se concentrent les activités tertiaires (administratives, principalement) et celle de Cocody (très huppée) disposent d'un réseau routier très majoritairement goudronné. À l'inverse, les deux communes les plus peuplées de la ville – Abobo et Yopougon – disposent de beaucoup moins de routes goudronnées.

Outre le transport routier, d'autres sources particulières à Abidjan peuvent aussi contribuer à des niveaux de pollutions atmosphérique et sonore élevés. Premièrement, bien que vivant en milieu urbain, certains ménages continuent d'utiliser les systèmes traditionnels. Selon l'Institut national de la statistique, 42,4 % des ménages d'Abidjan utilisent le charbon de bois pour la cuisson, 4 % utilisent le bois de chauffage, 40,4 % utilisent le gaz et 13,2 % utilisent d'autres sources (République de Côte d'Ivoire 2015). Deuxièmement, Abidjan se situe dans les zones

---

<sup>15</sup><http://www.codatu.org/wp-content/uploads/Renewal-of-the-Vehicle-Fleet-and-Sustainable-Development-in-Ivory-Coast-Mr.-Yao-Konan-Ministry-of-Transport-Ivory-coast.pdf>

<sup>16</sup> Selon ces auteurs, 61 % des véhicules du pays et 10 à 15 % des véhicules d'Abidjan n'ont pas fait l'objet de la visite technique obligatoire.

<sup>17</sup> MCLAU : ministère de la Construction, du Logement, de l'Assainissement et de l'Urbanisme.

côtières du golfe de Guinée (Adon 2019), où le climat est de type équatorial marqué par quatre saisons, dont deux saisons sèches (décembre à mars puis août à septembre) et deux saisons des pluies (avril à juillet puis octobre à novembre) (Bahino 2018). Aussi, Adon (2019) rapporte que la grande saison sèche (décembre-mars), qui correspond à la période de l'harmattan, est très propice à l'émission et au transport de la poussière du Sahara, ce qui contribue à augmenter très significativement la pollution particulaire. Pourtant, malgré ces facteurs principaux contribuant à des niveaux de pollution élevés dans la ville, Abidjan ne dispose pas de véritables réseaux de surveillance des pollutions et très peu d'études y sont réalisées.

Concernant la pollution atmosphérique, les rares études portent uniquement sur la caractérisation des polluants gazeux et particulaires à Abidjan et ont été réalisées par le Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'Energie Solaire (LASMES) de l'Université Félix Houphouët Boigny d'Abidjan (Lioussé et Galy-Lacaux 2010; Bahino et al. 2018; Djossou et al. 2018; Adon et al. 2020). Par exemple, Bahino et al. (2018) ont mesuré, à l'aide des échantillonneurs passifs, les concentrations des polluants gazeux ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{HNO}_3$  et  $\text{O}_3$ ) sur 21 sites fixes dans le district d'Abidjan. L'étude rapporte que les polluants  $\text{NH}_3$  ( $102,1 \pm 9,1$  ppb),  $\text{NO}_2$  ( $25,0 \pm 1,7$  ppb) et  $\text{O}_3$  ( $18,8 \pm 3,0$  ppb) avaient les concentrations les plus élevées sur l'ensemble des sites. Aussi, l'étude précise que les concentrations de  $\text{SO}_2$  ( $0,2$  à  $3662 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) étaient largement supérieures aux normes de l'OMS alors que les concentrations du  $\text{NO}_2$  ( $2$  à  $175 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) étaient inférieures à celle de l'OMS. Cette étude a utilisé une méthode géostatistique (le krigeage) pour cartographier les polluants. Bien que le krigeage soit une méthode bien moins précise que la LUR (Hoek et al. 2008), ses résultats ont permis, pour la première fois, d'avoir une idée de la distribution spatiale de ces polluants à travers la ville. L'étude rapporte que les concentrations de  $\text{NO}_2$  étaient plus élevées à proximité du port et des zones industrielles à proximité et au centre-ville, là où le trafic est dense. Quant à l'ozone, ses concentrations les plus élevées se situaient sur les sites du sud-est de la ville alors que les plus faibles étaient identifiées dans le nord.

Dans la même veine, Djossou et al. (2018) ont mesuré les concentrations de  $\text{PM}_{2,5}$  et de carbone (CO) à Cotonou (Bénin) et à Abidjan (Côte d'Ivoire) sur quatre sites fixes dont trois à Abidjan et un à Cotonou, aussi avec des échantillonneurs passifs. Après des analyses chimiques en laboratoire, l'étude a rapporté des concentrations moyennes de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de particule ( $\text{PM}_{2,5}$ ) sur les sites urbains. Par ailleurs, les concentrations les plus élevées ( $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{PM}_{2,5}$  et  $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le CO) ont été enregistrées sur les sites des incendies domestiques à Abidjan. Toutes les valeurs obtenues sont supérieures aux lignes directrices de l'OMS. Ces études sont

portées par de grands projets tels que DACCIWA<sup>18</sup> (Dynamics-Aerosol-Chemistry-Cloud Interactions in West Africa) ou PASMU<sup>19</sup> (Pollution de l'air et santé dans les milieux urbains). Les études issues du projet DACCIWA sont basées sur des collectes au sol (échantillonneurs passifs) ou des mesures aéroportées (Knippertz et al. 2015). Or, les échantillonneurs passifs fournissent une concentration moyenne pour la période de collecte (2 à 3 semaines habituellement) sans toutefois tenir compte de la variabilité journalière durant la période. Il est également parfois difficile d'interpoler les résultats des collectes effectuées avec les échantillonneurs passifs (Santiago et al. 2017). De plus, des projets de recherche, tels que le réseau INDAAF (International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa) en Afrique, le POLCA (Pollution des capitales africaines) en Afrique de l'Ouest et le GDRI-ARSAIO (Recherche atmosphérique en Afrique du Sud et dans l'Océan Indien) en Afrique du Sud, ont mis en évidence l'origine anthropique des polluants et leurs liens avec la santé des populations.

Concernant le bruit, l'une des rares études disponibles a été réalisée par Koné et Anoh (2018). Celle-ci a mis en évidence les environnements bruyants autour des écoles et leurs impacts sanitaires dans la commune d'Adjamé. Dans cette étude, les auteurs ont eu recours à une collecte fixe, utilisant un sonomètre (SDA KIM-17017) placé dans les salles de classe et autour des établissements scolaires. La collecte s'est déroulée sur 4 jours à raison d'une école par jour. Les valeurs maximales enregistrées, qui variaient de 63 dB à 94 dB, sont au-dessus des normes de l'OMS et des normes de la législation ivoirienne (40 dB).

Ces études portant sur Abidjan permettent de tirer quelques conclusions. À notre connaissance, il n'existe aucune étude à Abidjan qui analyse simultanément les pollutions atmosphérique et sonore. Aussi, il n'existe aucune étude à Abidjan basée sur une collecte extensive (collecte mobile avec des capteurs portables à faible coût) qui modélise, à l'aide de LUR ou de l'exposition en temps réel, les différentes pollutions afin de mettre en évidence leur distribution spatiale à une échelle fine.

---

<sup>18</sup> DACCIWA est un projet européen pour l'Afrique réalisé de 2014 à 2018. « Ce projet est coordonné par le Karlsruher Institut für Technologie (KIT), engage quatre équipes du Laboratoire d'Aérodologie (ANTEE, EDI, O3P, PAME) ». Son objectif était d'étudier « l'impact du triplement attendu des émissions anthropiques en Afrique de l'Ouest entre 2000 et 2030 sur la santé, les écosystèmes, la sécurité alimentaire et le climat régional ». <https://www.aero.obs-mip.fr/2013/10/dacciwa>

<sup>19</sup> PASMU : « Il fait suite au programme européen DACCIWA (Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa). Il est coordonné par Véronique Yoboué, professeur au Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'énergie Solaire (LASMES) de l'Université Félix Houphouët Boigny (Côte d'Ivoire) et soutenu financièrement par le Contrat de Désendettement et de Développement (C2D), géré en Côte d'Ivoire par la Représentation locale de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Le Laboratoire d'Aérodologie de Toulouse (LAERO) en est partenaire ». <https://www.aero.obs-mip.fr/2020/10/la-pollution-particulaire-a-abidjan-et-korhogo-cote-divoire/>



Dans ce contexte, Abidjan est un laboratoire qui mérite d'être exploité, un terrain idéal pour cette thèse.

### 1.5.1. Questions de recherche et hypothèses

Fort du constat relatif aux changements démographiques, aux dynamiques spatiales et surtout au manque de connaissances sur les pollutions atmosphérique et sonore à Abidjan, le projet de recherche vise à répondre à trois questions de recherche principales :

- Quelles sont les concentrations et les distributions spatiales des pollutions atmosphérique (gazeux et particulaires) ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ ) et sonore ( $L_{\text{Aeq},30\text{s}}$ ,  $L_{\text{Amin}}$ ,  $L_{\text{Amax}}$ ,  $L_{\text{A}10}$ ,  $L_{\text{A}50}$ , et  $L_{\text{A}90}$ ) à Abidjan?
- Quels sont les facteurs de la circulation routière influençant significativement les niveaux de concentration et d'exposition des populations?
- Les populations défavorisées sont-elles en situation d'iniquité environnementale à Abidjan?

En s'appuyant sur les constats émis dans la revue de littérature sur les pollutions atmosphérique et sonore dans les villes des Suds, plusieurs hypothèses peuvent être émises pour ces deux questions de recherche.

Concernant la première question de recherche, à l'instar d'études antérieures sur Abidjan (Bahino 2018; Bahino et al. 2018; Djossou et al. 2018; Koné et Anoh 2018), nous nous attendons à mesurer des niveaux de pollution dépassant très largement les recommandations de l'OMS pour les polluants particulaires et le bruit, mais pas forcément pour les polluants gazeux (surtout le dioxyde d'azote). Concernant la concentration des polluants, nous nous attendons à identifier des distributions spatiales différentes pour les polluants particulaires ( $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ) versus le polluant gazeux ( $\text{NO}_2$ ), et ce, en raison des particularités de la forme urbaine d'Abidjan. Nous avons vu que, du fait d'un étalement urbain rapide et non maîtrisé, les quartiers périphériques, qui ont le plus souvent des rues non goudronnées, abritent des populations pauvres utilisant la biomasse pour la cuisine et de petites entreprises manufacturières relevant le plus souvent du secteur informel. Nous nous attendons alors à mesurer des niveaux de concentration très élevés de particules dans des secteurs périphériques comparativement aux quartiers centraux. Dans ces derniers, les routes sont majoritairement goudronnées, mais la congestion routière y est beaucoup plus importante. Par conséquent, les niveaux de polluants gazeux – surtout le  $\text{NO}_2$ , très associé

au transport routier – risquent d’y être plus élevés que dans les quartiers périphériques. Quant au bruit routier, il est probable que les variations spatiales à travers la ville soient moins importantes que pour les polluants atmosphériques. En d’autres termes, sa répartition spatiale risque d’être plus uniforme, peu importe le type de milieu résidentiel, avec des pics sur les axes majeurs fortement congestionnés du fait de l’usage fréquent du klaxon.

Concernant la seconde question, les études antérieures (Foraster et al. 2011; Cole-Hunter et al. 2012; Farrell et al. 2015; Weichenthal et al. 2016; Brauer et al. 2019) ont montré que l’environnement urbain proche contribue à expliquer l’augmentation ou la réduction des polluants et du bruit. Ces études suggèrent que le type de rue et la proximité aux axes majeurs ont un impact important sur les niveaux de concentration et d’exposition des populations. Il est fort probable que nous corroborons ces résultats pour Abidjan.

Concernant la troisième question, les résultats de plusieurs études (Bolte, Tamburlini et Kohlhuber 2010; Fan, Lam et Yu 2012; Carrier 2015) ont montré que, généralement, les populations les plus pauvres vivent dans les environnements les plus pollués. Nous nous attendons à observer cette même tendance à Abidjan.

### **1.5.2. Objectifs généraux de recherche**

L’objectif principal de la thèse est de connaître les niveaux de concentration et d’exposition et la répartition intra-urbaine des pollutions afin de poser un diagnostic de santé publique. Les trois objectifs spécifiques de cette recherche sont proposés comme suit :

Objectif 1 : Produire des cartes du polluant gazeux ( $\text{NO}_2$ ) et particulaires ( $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ) afin d’explorer leurs concentrations à travers la ville.

Objectif 2 : Produire une carte du bruit routier pour différents indicateurs ( $L_{\text{Aeq},30\text{s}}$ ,  $L_{\text{Amin}}$ ,  $L_{\text{Amax}}$ ,  $L_{\text{A}10}$ ,  $L_{\text{A}50}$ , et  $L_{\text{A}90}$ ) afin d’explorer ses variations spatiales à travers la ville.

Objectif 3 : Identifier les facteurs qui concourent à augmenter ou à diminuer les pollutions dans l’environnement urbain abidjanais.

Objectif 4 : Faire une classification de l’environnement urbain à une échelle fine à partir de ces deux nuisances (pollutions atmosphérique et sonore).

Objectif 5 : Élaborer un diagnostic d'équité environnementale basée sur l'aspect économique et social des populations abidjanaise en prenant en compte la pauvreté non financière.

### 1.5.3. Cadre conceptuel et théorique

Le cadre conceptuel de la recherche, présenté à la figure 6, est basé sur les facteurs identifiés dans la revue de littérature qui ont un impact sur les niveaux des deux nuisances. Pour les deux premiers objectifs – élaboration des cartes des polluants –, plusieurs variables de contrôle (conditions météorologiques et facteurs temporels) et variables explicatives relatives à la forme urbaine (types de rues, présence ou non de feux tricolores) sont prises en compte. Le terme *multiexposition*, utilisé dans la figure 6, signifie une exposition simultanée à la pollution de l'air et au bruit dans l'environnement.

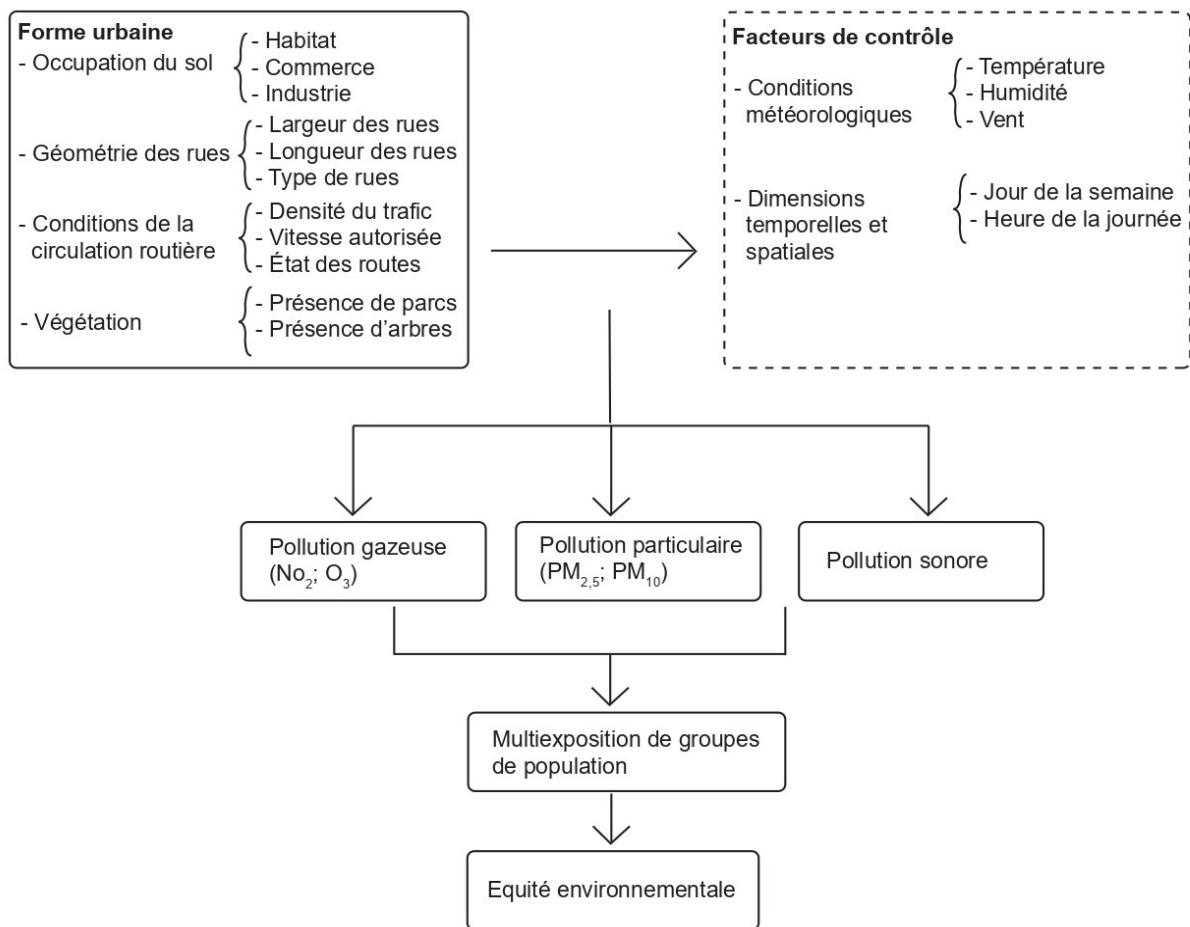


Figure 6. Cadre conceptuel pour la modélisation des pollutions

Ce cadre théorique induit un certain nombre de concepts qui méritent d'être expliqués.

**Concentration** : en chimie<sup>20</sup>, « la concentration fait référence à la quantité d'une substance dans un espace défini ». Pour chaque polluant, il est possible de calculer sa concentration pour une période donnée. Pour notre étude, il s'agit de calculer la concentration moyenne des polluants gazeux et particulaires en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur des segments d'une minute et la concentration du bruit en  $L_{Aeq}$  sur des segments de 30 secondes.

**Exposition** : l'exposition fait référence au « contact d'une cible avec un agent chimique ou physique pendant une certaine période »<sup>21</sup>. Dans cette étude, l'exposition est mesurée par la concentration de polluants à laquelle est confrontée la population dans son environnement.

**Multiexposition** : il s'agit d'exposition simultanée ou combinée à divers types de pollutions (Morata et al. 1997). Pour les besoins de cette étude, le terme de multiexposition est employé dans une compréhension simple et large. Il désigne l'exposition des populations à plusieurs polluants atmosphériques et sonores au cours d'un intervalle de temps.

**Microenvironnement** : tel qu'illustré à la figure 6, le microenvironnement représente l'ensemble des éléments physiques de notre environnement immédiat qui peuvent avoir des impacts positifs ou négatifs sur la concentration des polluants.

## 1.6 Organisation de la thèse

Cette thèse de doctorat est composée de six chapitres.

Le premier chapitre est une introduction générale qui présente les objets d'études que sont les polluants atmosphériques et sonores. Ce chapitre est une revue de la littérature sur les différents aspects des pollutions.

Le second chapitre présente la démarche méthodologique adoptée pour la réalisation de cette recherche. Il présente l'espace d'étude et explique de manière détaillée les différentes étapes de collecte et de traitement des données.

Le chapitre trois présente les résultats de la modélisation du bruit routier au moyen de plusieurs indicateurs ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$  et  $L_{A90}$ ). Nous y construisons des modèles de

---

<sup>20</sup> <https://www.thoughtco.com/definition-of-concentration-605844>

<sup>21</sup> <https://www.actu-environnement.com/>

régressions généralisés additifs avec un terme autorégressif à partir de données primaires (issue d'une vaste collecte de données sur le terrain) et de données secondaires (OpenStreetMap principalement). Brièvement, ces modèles nous permettent d'identifier les facteurs de la circulation routière qui influencent significativement (positivement ou négativement) les niveaux du bruit. Finalement, dans l'esprit des régressions LUR décrites dans ce chapitre, ces modèles sont utilisés pour construire des cartes du bruit pour les tronçons routiers de la ville. À notre connaissance, cette approche n'a pas encore été utilisée à Abidjan.

L'objectif du chapitre quatre est de modéliser les polluants atmosphériques que sont le NO<sub>2</sub>, les PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub>. Ce chapitre obéit à la même démarche méthodologique que le précédent.

Le chapitre cinq porte sur une étude simultanée des deux types de pollutions, afin de savoir s'ils sont corrélés. Aussi, ce chapitre permet une classification de l'environnement routier pour l'ensemble de l'espace d'étude en fonction des polluants atmosphériques et sonores. Concrètement, il s'agit de réaliser une classification *k-means* à partir des données de l'ensemble des cartes de pollutions de l'air et du bruit.

Dans le sixième et dernier chapitre, nous présentons la discussion des résultats obtenus dans les chapitres trois, quatre et cinq. Ces résultats permettent de connaître l'état des pollutions (quantité et répartition des polluants, facteurs explicatifs) dans la ville d'Abidjan. Il expose sur les intérêts de l'étude pour Abidjan et les villes des Suds d'une part et sur la production des connaissances scientifiques d'autre part. Il propose de nouvelles pistes d'études visant à développer les recherches et les connaissances liées aux pollutions atmosphérique et sonore dans le domaine des études urbaines (équité environnementale), dans le domaine de la gestion de l'environnement (planification urbaine et aménagement du territoire) et dans le domaine de la santé publique. Dans ce chapitre, nous abordons bien évidemment les limites et les pistes de recherches futures.

## **1.7 Apport de la thèse**

De manière générale, les questions environnementales, notamment celles des pollutions atmosphérique et sonore, demeurent peu explorées dans les villes des Suds comparativement à celles des Nord. Ces villes sont marquées par la rareté de données sur les niveaux de concentration et d'exposition des polluants d'une part, et sur le manque de cartes des polluants d'autre part. Les quelques études identifiées comportent des lacunes dans la mesure où elles utilisent la collecte intensive, qui ne tient pas compte des variations intra-urbaines. Aussi, ces

études utilisent des modèles de traitements limités. Compte tenu de la diversité des villes du Sud Global et de la qualité du matériel et des données, les résultats de ces études sont parfois très variables.

Dans ce contexte, cette thèse vient combler un vide.

Premièrement, cette thèse fait un apport empirique. Celle-ci porte sur l'utilisation d'une méthode de collecte nouvelle pour l'espace ouest africain. Bien que la collecte extensive de données primaires soit expérimentée dans les villes des Nords, elle n'avait pas encore été mise en œuvre dans une région sous-étudiée. Ce qui en somme constitue un apport capital pour la contextualisation de cette région. Ainsi, elle va permettre de connaître les niveaux de concentration et d'exposition des pollutions atmosphérique et sonore. Il faut noter que ces niveaux s'inscrivent dans la continuité des études déjà réalisées. Ils sont largement supérieurs aux niveaux recommandés par l'OMS et des niveaux trouvés dans les villes des Nords.

Deuxièmement, la thèse fait un apport méthodologique, et ce, à trois niveaux. Premièrement, cette recherche apporte une innovation dans la collecte de données (collecte extensive), qui est réalisée avec des appareils portatifs à faible cout et s'inscrit dans le changement global de la connaissance des problèmes environnementaux. Deuxièmement, la recherche met l'accent sur la multiexposition et l'utilisation de plusieurs indicateurs tant pour la pollution atmosphérique que pour la pollution sonore. Troisièmement, la thèse fait un apport important en ce concerne le traitement des données. La méthode utilisée consiste à estimer l'exposition en temps réel (effets de quelques caractéristiques de l'environnement urbain). Ce qui, à notre connaissance, n'a jamais été fait.

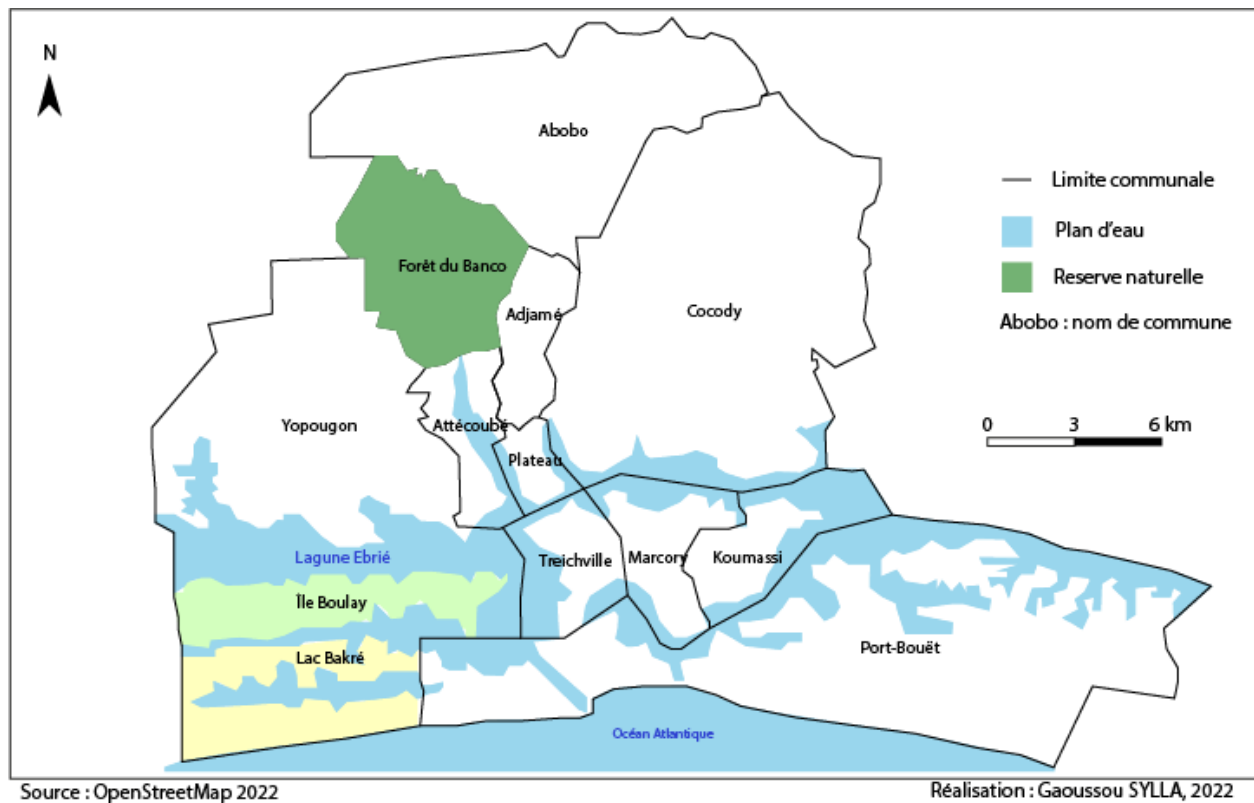
Troisièmement, cette thèse fait un apport pratique, car elle va produire de la connaissance qui vont permettre d'éclairer les décisions de politique et de planification.

## **CHAPITRE 2 : APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE**

Dans ce second chapitre, nous présentons la démarche méthodologique utilisée pour cette thèse. Toutefois, la modélisation des trois polluants atmosphériques peut légèrement varier de celle des indicateurs de bruit, même si elles visent, toutes deux, à produire des cartes pour l'ensemble de l'espace d'étude. Par conséquent, dans ce chapitre, nous présentons successivement : 1) l'espace d'étude, 2) la collecte extensive de données primaires, 3) les données secondaires, 4) les différentes modélisations appliquées.

### **2.1. Territoire à l'étude**

L'étude a été menée dans la ville d'Abidjan comprenant dix communes (figure 7). La ville s'étend sur 2 119 km<sup>2</sup>, soit 2,5 % du territoire national. Sa population est passée de 951 216 habitants en 1975 (population de la ville) à 4 395 243 habitants en 2014 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, et Population Division 2019), loin devant la seconde ville du pays (Bouaké avec 680 694 habitants). Et selon les prévisions des Nations Unies rapportées par le Groupe de la Banque mondiale, « Abidjan serait une mégapole de plus de 10 millions d'habitants à partir de 2040 » (Groupe de la Banque mondiale 2019).



**Figure 7.** Carte administrative d'Abidjan

La ville d'Abidjan, du fait de son positionnement géographique – bordé par l'océan Atlantique –, exerce une fonction économique et administrative particulière. Aujourd'hui, Abidjan abrite l'essentiel des activités économiques du pays grâce à son port, responsable de 70 % des échanges extérieurs du pays (Bahino 2018). En plus, selon les chiffres de l'AGEDI<sup>22</sup>, Abidjan compte à ce jour quatre zones industrielles. Les différentes entreprises disséminées dans ces zones industrielles regroupent près de 55 % de la transformation du caoutchouc, 34 % de la transformation des métaux et 22 % de la transformation du cuir du pays (N'Goran 2014). À cela s'ajoutent les industries de la cimenterie et du raffinage avec la présence notamment de la Société ivoirienne de raffinage (SIR). Aussi, comme d'autres grandes villes d'Afrique, la ville d'Abidjan a connu une urbanisation rapide, le taux étant passé de 17,7 % en 1960 à plus de 50 % en 2018 (Groupe de la Banque mondiale 2019). Cela est à l'origine d'une augmentation considérable des déplacements et, par conséquent, de la congestion routière. Selon les statistiques, « Chaque jour, on compte plus de 10 millions de déplacements à Abidjan et chaque ménage dépense en moyenne 1 075 FCFA et "perd" plus de trois heures dans les transports » (Groupe de la Banque

<sup>22</sup> AGEDI : Agence de Gestion et de Développement des Infrastructures Industrielles, créée par le décret N°2013-298 du 2 mai 2013. L'AGEDI est un établissement public à caractère industriel et commercial qui est sous la tutelle technique du Ministre chargé de l'Industrie.



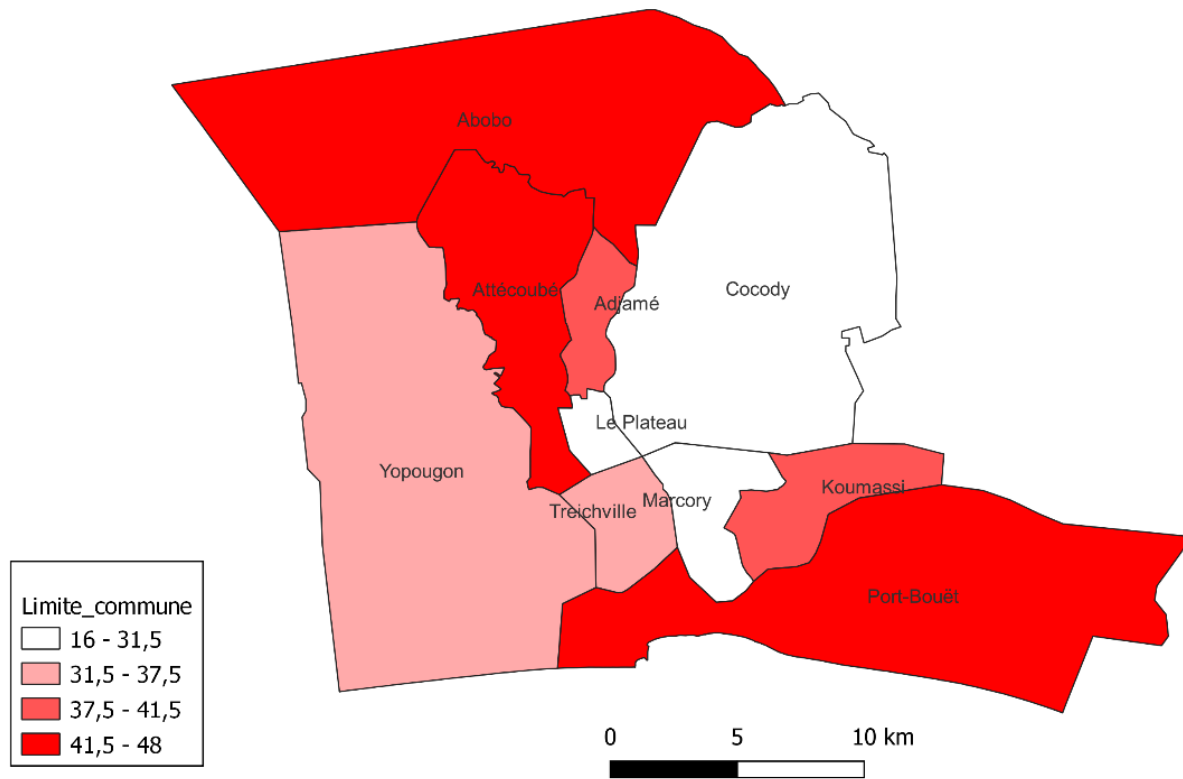
mondiale 2019, p 11). Or, ces déplacements sont assurés par des véhicules qui respectent peu ou ne respectent pas les normes environnementales en vigueur et sont souvent réalisés sur des routes peu adaptées (non asphaltées). Tous ces facteurs concourent à augmenter les niveaux de pollutions atmosphérique et sonore. Abidjan est ainsi le reflet des grandes villes ouest-africaines et peut représenter des situations d'intense pollution qui méritent d'être explorées.

Par ailleurs, Abidjan est une ville où la pauvreté urbaine est un problème important (Diby 2018). En ce sens, l'auteur affirme : « Les quartiers populaires et peuplés des communes d'Abidjan sont l'inscription dans l'espace urbain métropolitain de la précarité, de la vulnérabilité » (Diby 2018, p 1.). Cependant, traiter de la question de la pauvreté est complexe puisque les définitions sont parfois multiples et que les données pour la mesurer ne sont pas disponibles à une échelle fine. Dans une étude sur Abidjan, la pauvreté non financière est définie comme étant « l'absence de conditions matérielles minimales pour assurer une qualité de vie rudimentaire » (Deza 2014, p 4). Dans son rapport de recherche, l'auteure utilise les caractéristiques du logement et des possessions du ménage pour déterminer leurs conditions de vie<sup>23</sup>. Ainsi, elle construit un indicateur de la pauvreté non financière, en attribuant un score à chaque caractéristique (variables), et procède à une classification des ménages des communes. Malheureusement, son indicateur n'est disponible qu'au niveau des communes (figure 8), et non à une échelle plus fine comme les quartiers et les zones de dénombrement.

---

<sup>23</sup> Les variables utilisées portent sur le type de logement, le nombre de pièces du ménage, la nature du mur, du toit et du sol, le lieu d'aisance, la source d'alimentation en eau, le mode d'éclairage, de cuisson et d'évacuation des ordures et des eaux, les moyens de déplacement, les équipements électroménagers, l'équipement audiovisuel et le statut d'occupation du logement.

## INCIDENCE DE LA PAUVRETE NON FINANCIERE DANS LA VILLE D'ABIDJAN EN 2014



SOURCE: RGPH 2014, CI

Auteur: Gaoussou SYLLA, 2023

**Figure 8.** Carte de la pauvreté non financière d'Abidjan

**Source :** Carte construite à partir du travail de Deza (2014).

## 2.2. Collecte extensive de données primaires

Pour répondre à nos objectifs, nous avons collecté des données des polluants gazeux, particulaires et sonores à partir des équipements du LAEQ<sup>24</sup> (vélos hybrides, capteurs mobiles de pollution atmosphérique, sonomètres, montre GPS, caméra d'action). Nous avons ainsi réalisé une collecte extensive à Abidjan pendant six (6) jours avec trois cyclistes : le directeur de la thèse (Philippe Apparicio), Vincent Jarry (étudiant à la maîtrise en études urbaines) et le candidat de la thèse (Gaoussou Sylla). Au total, environ 920 km (75 heures) ont été parcourus dans les rues de la ville. Chaque jour, la collecte s'est déroulée entre 8 h et 18 h avec une pause vers midi afin de

<sup>24</sup> Laboratoire d'équité environnementale.

recharger les batteries des appareils; nous nous assurons ainsi de rouler durant les heures de pointe du matin et du soir. Dès 6 h, deux membres de l'équipe étaient chargés de préparer le matériel (mettre à jour les capteurs et démarrer et calibrer les capteurs). Un autre membre s'occupait de monter le matériel sur les vélos. Une fois sur la route, les consignes étaient de rouler à une vitesse raisonnable afin d'éviter les accidents et de respecter scrupuleusement le code de la route. Pour éviter d'avoir des biais importants dans les jeux de données, nous avons demandé aux guides de rouler à environ trente mètres des cyclistes. Après la collecte et une fois revenue au domicile, l'équipe procédait à la récupération des données sur l'ordinateur et les disques durs. Cette collecte a été réalisée pendant la saison sèche (du 3 au 10 décembre 2021) à l'échelle de la ville d'Abidjan.

### **2.2.1. Instruments de mesure utilisés**

Il convient ici de décrire plus en détail certains appareils de collecte. L'ensemble des instruments utilisés se trouve à la figure 9.

- 1- Pour le niveau de bruit, nous avons utilisé un sonomètre de bruit personnel, à savoir le NSRT\_mk3 de Convergence Instruments (Sherbrooke, Québec, Canada), qui a enregistré le niveau moyen de décibels toutes les secondes. Les appareils NSRT\_mk3 ont été calibrés chaque matin avec un calibreur sonore Bruel et Kjaer (type 4231,  $94 \pm 0,2$  dB). Ce sonomètre affiche une bonne précision; il a été utilisé dans d'autres études antérieures (Ragettli et al. 2016; Sieber et al. 2017; Raess et al. 2021). Il a montré sa solidité et sa capacité à fournir des données de qualité, facilitant ainsi la surveillance du bruit.
- 2- Pour la pollution atmosphérique, les participants étaient équipés de quatre capteurs Aeroqual Series 500 Portable (Aeroqual Limited, Auckland, Nouvelle-Zélande), permettant de mesurer la concentration de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>; deux capteurs) et des particules fines (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>; deux autres capteurs) dans l'air, le taux d'humidité et la température ambiante avec une résolution temporelle d'une minute. Sur son site<sup>25</sup>, le constructeur affiche les caractéristiques techniques 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). Les capteurs utilisés sont

---

<sup>25</sup>[https://aeroqual.imgix.net/assets/documents/Portable-Fixed-Monitor-Sensor-Spec-Sheet\\_2022-06-01-034500\\_wmen.pdf](https://aeroqual.imgix.net/assets/documents/Portable-Fixed-Monitor-Sensor-Spec-Sheet_2022-06-01-034500_wmen.pdf)

précalibrés par le fournisseur. Ce type d'appareil est très utilisé dans des études de surveillance en temps réel. Les professionnels de la qualité de l'air utilisent généralement la série 500 pour les études à court terme et pour effectuer des contrôles sur les points chauds de pollution. Ces appareils Aeroqual sont aussi largement utilisés dans les études de mobilité et d'exposition à la pollution atmosphérique (Minet, Gehr et Hatzopoulou 2017; Masiol et al. 2018).

- 3- Une caméra d'action (Garmin Virb XE) a été fixée au guidon afin d'enregistrer les vidéos des trajets. Cette caméra comprend aussi un GPS qui peut être utilisé en cas d'un malfonctionnement ou de mauvaise utilisation de la montre durant un trajet.
- 4- Un téléphone (Samsung) fixé sur le vélo et qui permet de suivre les trajets prédéfinis sur Google Maps.
- 5- Une montre GPS triathlon (Garmin 910 XT) a été utilisée pour enregistrer la trace GPS des trajets avec une résolution temporelle d'une seconde.



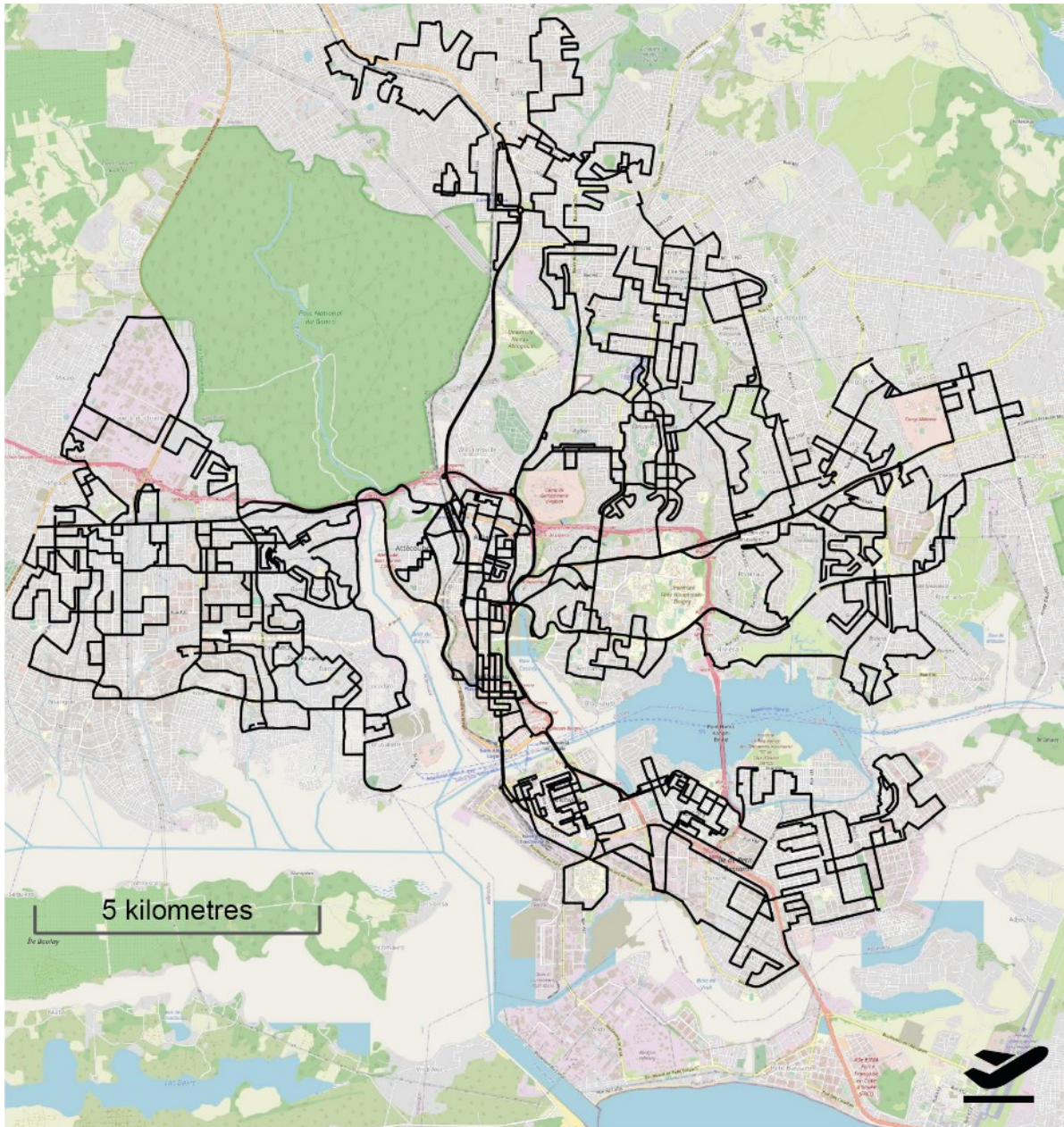
**Figure 9.** Présentation des appareils utilisés pour la collecte

L'utilisation de ce matériel et de cette méthode de collecte s'inscrit dans une logique de comprendre l'exposition individuelle des populations aux polluants lors de déplacements dans l'environnement routier (Snyder et al. 2013; Gelb et Apparicio 2022). Bien que cette méthode ait des limites, elle constitue une solution de remplacement intéressante aux capteurs fixes (généralement très coûteux).

### **2.2.2 Trajets réalisés**

Selon le protocole de collecte du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ), les trajets ont été prédéfinis (figure 10) avant la collecte avec OpenStreetMap avec comme objectifs de maximiser à la fois la couverture de la ville et la diversité des types de microenvironnements traversés (types d'axes routiers, différentes occupations du sol, etc.). Il est noté que durant les trois dernières années, ce protocole de collecte a été utilisé et validé dans plusieurs villes des Nords (Montréal, Québec, Toronto, Hamilton, Paris, Lyon, Copenhague) comme des Suds (Mexico, Hô Chi Minh-Ville, Mumbai, Delhi).



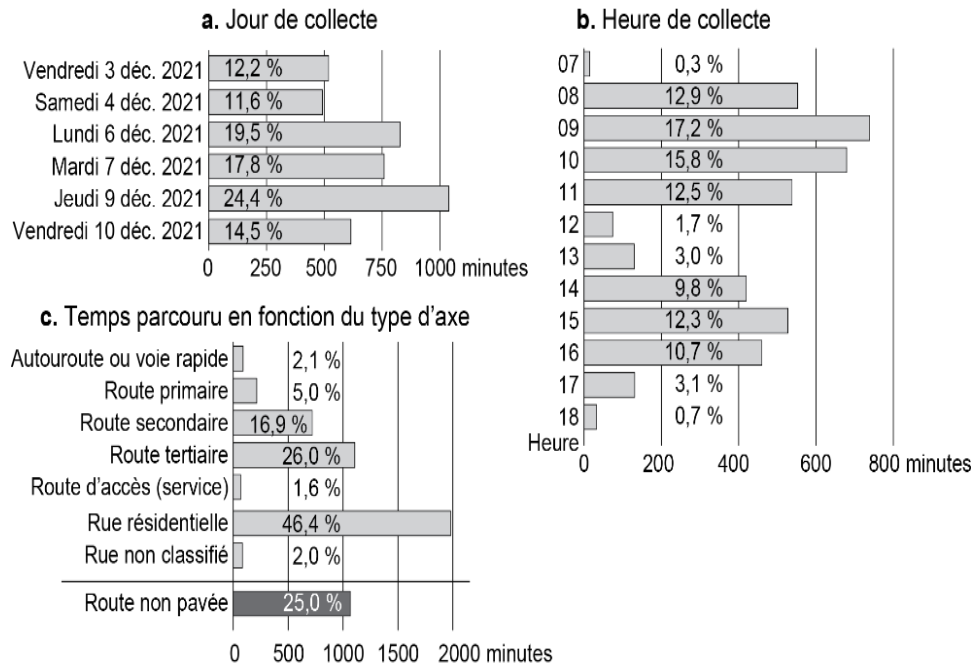


BaseMap: OpenStreetMap

**Figure 10.** Trajets réalisés lors de la collecte

Les participants ont suivi les itinéraires prédéfinis et accessibles sur leur téléphone intelligent fixé sur le guidon à partir de Google MyMaps. Toutefois, des modifications étaient possibles en cas de perturbation importante sur le trajet (rue barrée, travaux, etc.). Aussi, il convient de préciser que les trois cyclistes ne parcouraient pas les mêmes trajets. Pour des raisons de sécurité, chaque membre de l'équipe pouvait suivre la localisation précise de ces collègues en temps réel avec l'application Life 360. Comme dans d'autres collectes du LAEQ réalisées dans certaines villes des Suds (Hô Chi Minh-Ville, Mumbai, Delhi), chaque participant était accompagné d'un guide en

scooter<sup>26</sup>. En effet, en raison des conditions de trafic particulières et de sécurité dans certains quartiers, il peut être difficile de naviguer au milieu du trafic tout en suivant le trajet sur le téléphone. Concernant la diversité des trajets empruntés, nous avons emprunté principalement les grands axes routiers (routes primaires, secondaires et tertiaires; 47,9 %), les rues résidentielles (46,4 %) et les autoroutes ou routes nationales (2,1 %) (figure 11).



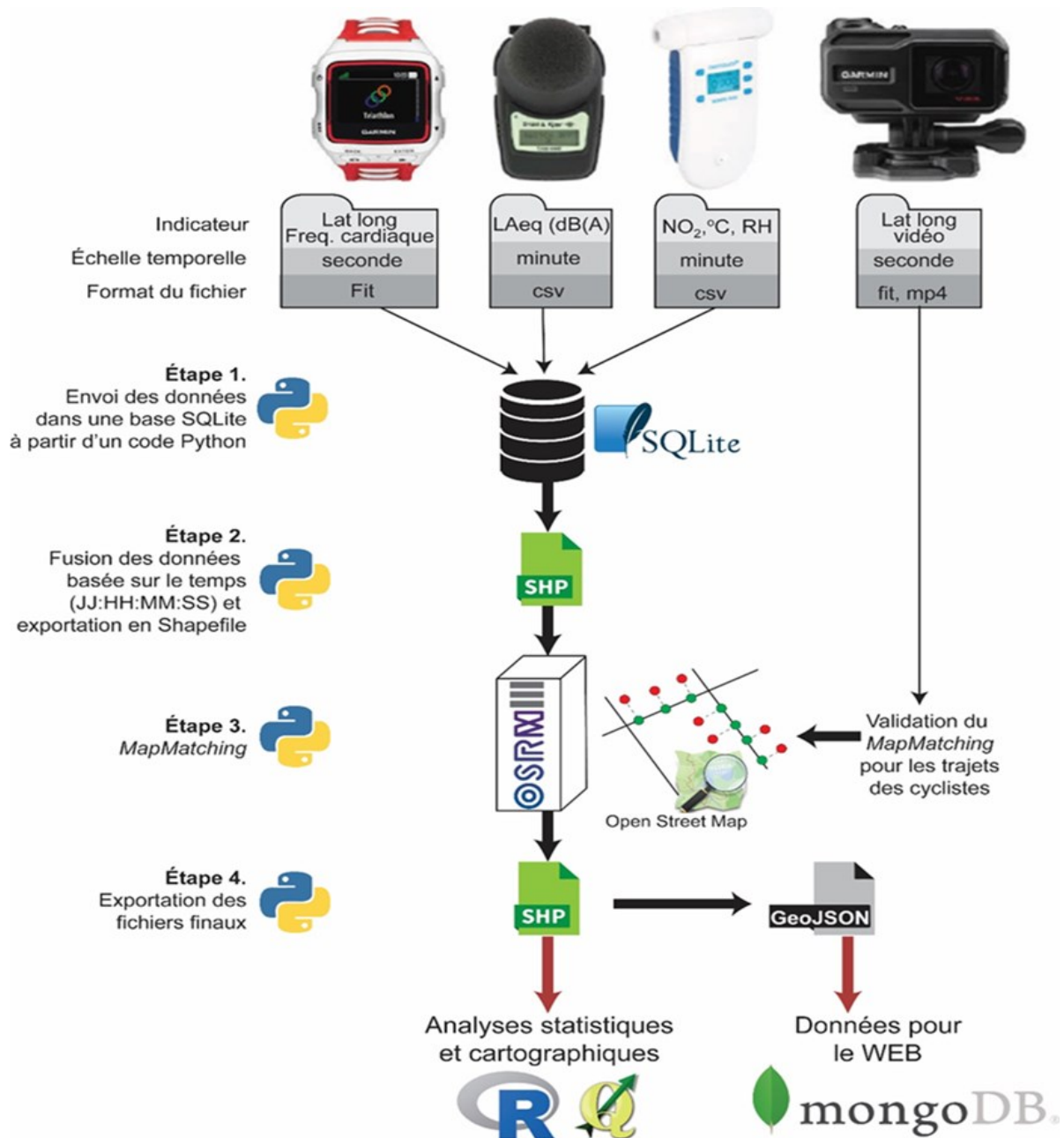
**Figure 11.** Données collectées selon la journée, l'heure et le type d'axe emprunté

### 2.2.3. Structuration des données primaires

La structuration des données primaires collectées a été réalisée à partir de quatre étapes proposées dans une étude récente (Apparicio et al. 2021) et schématisée à la figure 12.

<sup>26</sup> Les guides avaient comme consigne de ne pas suivre de trop près le cycliste pour ne pas trop affecter les mesures de bruit. De plus, en raison de la densité du trafic à Abidjan, il est peu probable que cela ait été un impact majeur sur les mesures de bruit collectées.

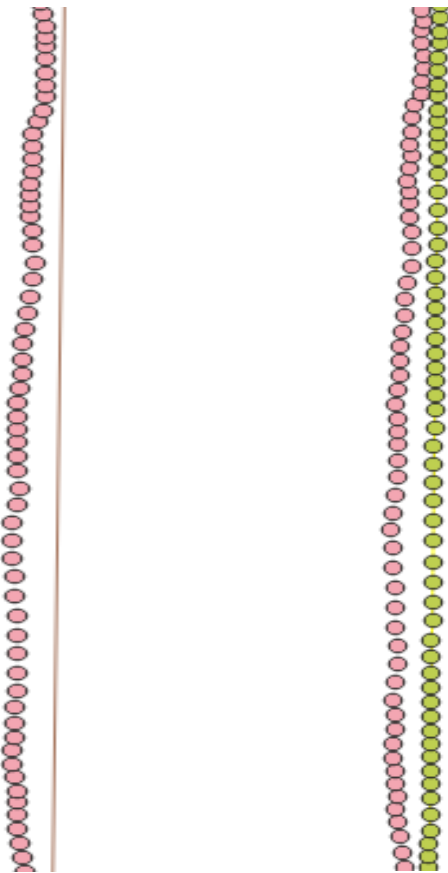




**Figure 12.** Structuration des données  
**Source :** figure tirée d'Apparicio et al. (2021)

Comme présenté sur la figure 12, les données collectées par les appareils (montre Garmin, sonomètre de bruit et moniteur de qualité de l'air) sont importées dans une base de données SQLite à l'aide d'un script Python (étape 1). Cette première étape consiste à nettoyer et harmoniser les différents jeux de données. Comme expliqué par les auteurs (Apparicio et al. 2021), l'étape 2 consiste à fusionner les données, puis à les exporter au format shapefile (points)

pour chaque itinéraire. La troisième étape consiste à appairier spatialement les données GPS sur le réseau d'OpenStreetMap (processus de *map-matching*) et à les valider au besoin avec les vidéos de la caméra. Concrètement, il s'agit d'importer le trajet et le réseau OpenStreetMap dans QGIS et à l'aide d'un *plugin* QGIS développé au LAEQ (Assisted-MapMatching<sup>27</sup>) et de trouver une correspondance entre le trajet effectué et le réseau OpenStreetMap (figure 13).



**a.** points GPS non appariés      **b.** points GPS appariés  
**Figure 13.** Présentation des points GPS non appariés et appariés

Cette étape permet de connaître la localisation précise du cycliste à l'instant  $t$ . Finalement, ces données, collectées à la seconde (résolution temporelle du GPS), sont agrégées afin d'obtenir des segments de trente secondes pour les différents indicateurs du bruit et d'une minute pour les différents polluants atmosphériques (résolution temporelle des capteurs Aeroqual). À titre de rappel, les capteurs Aeroqual ont une résolution temporelle d'une minute alors que celle du GPS est d'une seconde. Les segments obtenus, qui constituent nos unités d'observation, ont ensuite

<sup>27</sup> <https://github.com/LAEQ/Assisted-MapMatching>.

été introduits dans des modèles afin de prédire la concentration des pollutions en temps réel et pour produire les cartes des polluants.

## **2.3. Données secondaires**

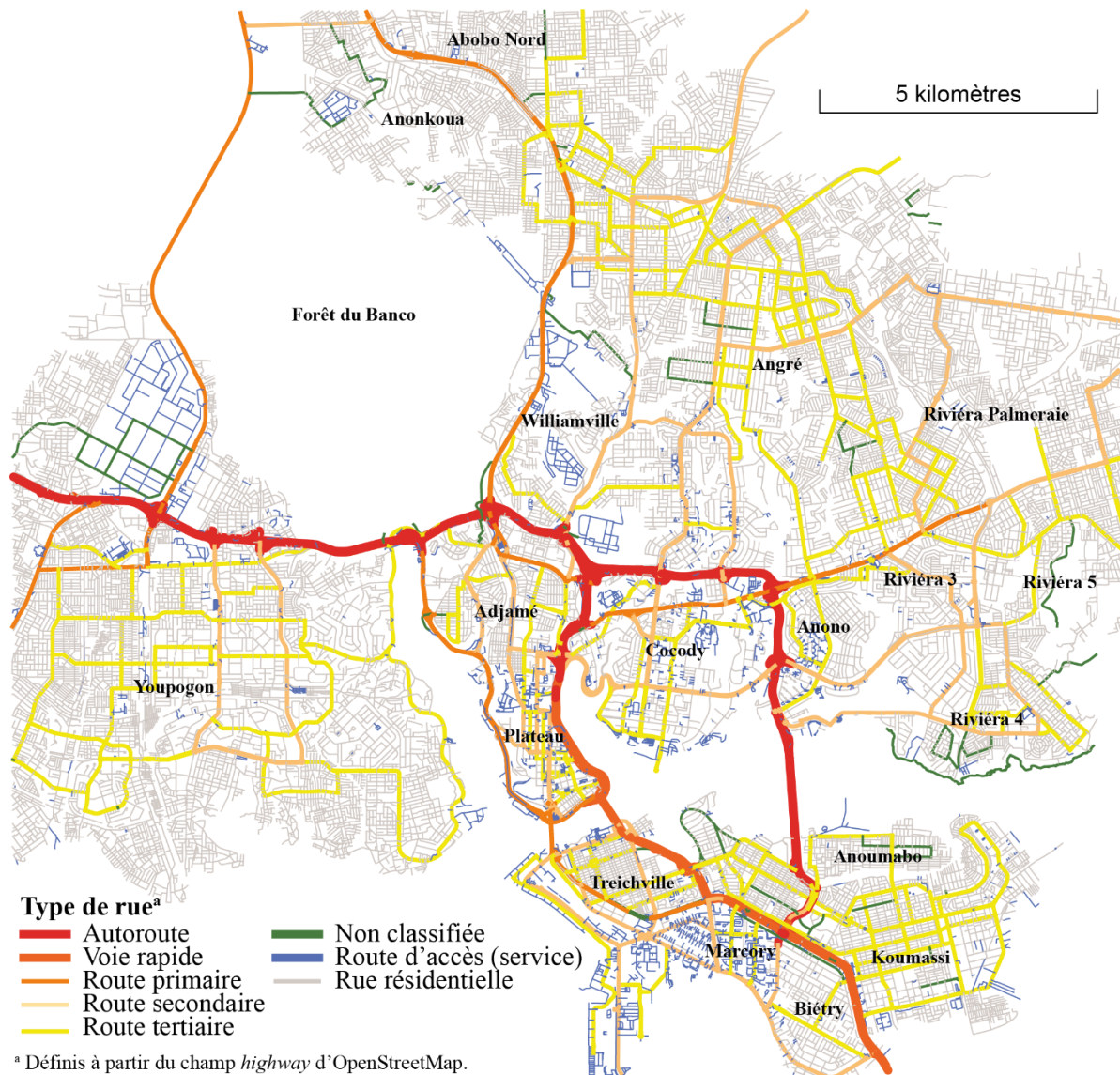
### **2.3.1. Données OpenStreetMap et données météorologiques**

Pour cette étude, nous avons utilisé des données secondaires provenant de plusieurs sources. Premièrement, l'objectif étant de travailler sur les pollutions (air et bruit) environnementales provenant de la circulation routière, la prise en compte du réseau routier et de sa proximité était primordiale. C'est pourquoi, pour les données sur le réseau routier, nous avons utilisé la disposition spatiale des rues fournie par le réseau OpenStreetMap (OSM). L'utilisation du réseau OSM se justifie par le fait qu'il est pratique, fiable et simple d'utilisation (Davidovic et al. 2016). Dans un contexte d'absence de données du trafic en temps réel et d'un réseau routier local bien structuré, la classification universelle du réseau OSM (*motorway, trunk, primary, secondary, tertiary, unclassified, service* et *residential*) (tableau 8) est une bonne option. Le réseau OSM de notre territoire d'étude est présenté à la figure 14.

**Tableau 8.** Types de routes

Type de route	Description
Autoroute (motorway)	Grande voie à vitesse élevée avec 2 voies de circulation ou plus
Voie rapide (trunk)	Les routes les plus importantes du système d'un pays qui ne sont pas des autoroutes
Primaire (primary)	Les routes les plus importantes qui représentent une route principale reliant des villes ou communes
Secondaire (secondary)	Les routes qui représentent une route moins importante, mais qui forment néanmoins un lien entre les routes nationales
Tertiaire (tertiary)	Les routes reliant généralement des villages ou des hameaux, ou encore des quartiers à l'intérieur d'une ville
Non classée (unclassified)	Les routes de transit les moins importantes dans le système d'un pays, c'est-à-dire les routes secondaires d'une classification inférieure à tertiaire, mais qui ont un autre objectif que l'accès aux propriétés
Service (service)	Les routes d'accès vers ou à l'intérieur d'une zone industrielle, d'un camping, d'un parc d'activités, d'un stationnement, de ruelles, etc.
Résidentielle (residential)	Les routes qui servent d'accès aux habitations, sans fonction de liaison avec les agglomérations

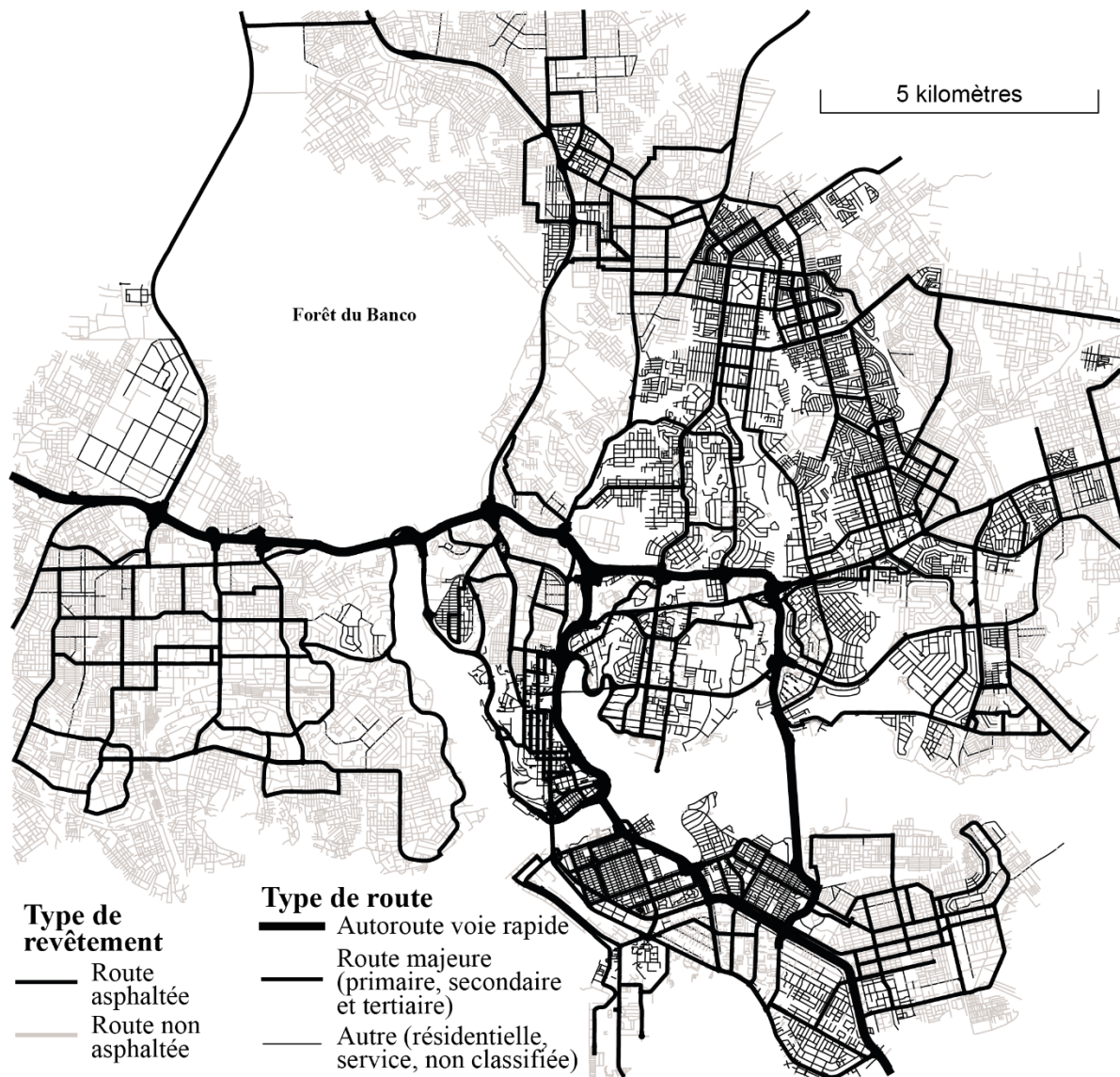
**Source:** [openstreetmap.org/wiki/Key:highway](https://openstreetmap.org/wiki/Key:highway).



**Figure 14.** Typologie des routes d'Abidjan

Contrairement aux grandes villes des Nords, les villes des Suds ne bénéficient pas de routes asphaltées sur l'ensemble de leur territoire. Pour tenir compte de cette information dans notre étude, nous avons alimenté un champ relatif au revêtement de la chaussée (asphaltée ou non), à partir des images satellites à haute résolution de Google Maps, pour l'ensemble des tronçons du territoire d'étude (figure 15). Il en ressort que 42 % des tronçons sont asphaltés et 58 % sont en terre battue ou en sable. Parmi ces derniers, 75,5 % sont des rues résidentielles, 23,9 % des rues de desserte (services) et 0,6 % des rues non classifiées. La figure 16 présente quelques images de routes non asphaltées dans les rues d'Abidjan.





**Figure 15.** Revêtement des routes d'Abidjan



**Figure 16.** Photos de routes non asphaltées à Abidjan prises durant la collecte de données

Deuxièmement, nous avons extrait les données d'OpenStreetMap sur les feux tricolores pour l'ensemble de la ville d'Abidjan. Nous estimons que, bien que leur rôle soit de réguler la circulation, ces feux peuvent aussi jouer un rôle dans l'atténuation ou l'aggravation des pollutions. En effet, la congestion aux abords des feux tricolores peut augmenter les niveaux de bruit (utilisation excessive du klaxon) et des polluants atmosphériques.

Troisièmement, les données de la météorologie sont importantes, surtout pour la pollution de l'air. Par conséquent, nous avons récupéré les données de la station de surveillance de l'aéroport international Felix Houphouët Boigny de Port-Bouët, disponibles sur le site de Weather Underground<sup>28</sup>. Cette station fournit des données toutes les trente minutes et prend en compte la température, l'humidité, la pression atmosphérique, la pluie et la vitesse du vent. À titre de rappel, nos capteurs Aeroqual mesurent la température, l'humidité et la pression atmosphérique chaque minute. Nous avons donc utilisé les données sur la direction et la vitesse du vent. En ce qui concerne les données sur les précipitations, elles ne sont pas pertinentes puisque nous avons pédalé en période sèche.

<sup>28</sup> <https://www.wunderground.com/history/daily/ci/abidjan>

### 2.3.2. Fusion des données primaires et secondaires

À titre de rappel, les données primaires collectées ont été structurées. Les données secondaires, une fois collectées, ont été ajoutées aux segments de 30 et 60 secondes résultant de la structuration. Cependant, la méthode de fusion variait selon les données et les objectifs poursuivis pour les différents polluants (air et bruit). Par exemple, pour certaines données comme les feux tricolores, nous avons calculé le nombre de feux de circulation – extraits des données OpenStreetMap – situés dans une zone tampon de 20 mètres.

### 2.4. Modélisation des mesures de pollution et des cartes de prédiction

Une fois les données collectées, structurées et fusionnées, nous disposons de segments de 30 secondes (pour le bruit) et d'une minute (pour les polluants atmosphériques) à travers le réseau de rues, soit les observations pour les différents modèles. Plusieurs modèles bayésiens (Bürkner 2017; Apparicio et Gelb 2020b; Buregeya, Apparicio et Gelb 2020) ont été construits dans lesquels nous avons introduit des variables continues et dépendantes (variable à expliquer) pour chacun des polluants atmosphériques ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $NO_2$ ) et des indicateurs du bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ , et  $L_{A90}$ ). Les autres facteurs, que sont l'état des routes, la classification des routes, la présence ou non de feux tricolores, la pollution d'arrière-plan, etc., ont été ajoutés comme des variables indépendantes, c'est-à-dire des variables explicatives de la variation des polluants.

La construction de nos modèles a été inspirée par de récents travaux sur la modélisation des pollutions atmosphérique et sonore dont la collecte de données a été faite avec les mêmes capteurs (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2020; Apparicio et Gelb 2020; Apparicio et al. 2021). Concrètement, nous avons construit des modèles GAMAR (modèle généralisé additif avec un terme autorégressif) dans R (Équipe de base R 2019) avec le *package* brms (Bürkner 2017). Il est à noter que, contrairement aux études antérieures qui s'intéressent au dioxyde d'azote ( $NO_2$ ), nous avons modélisé les particules fines ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ) et les indicateurs du bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ , et  $L_{A90}$ ) ce qui représente une contribution méthodologique importante.

La description des variables introduites dans ces modèles, ainsi que leur nature et le type d'effet, est reportée au tableau 9. L'utilisation de ces modèles requiert l'introduction de plusieurs termes, à savoir des termes linéaires, des termes non linéaires (*splines*) et un terme autorégressif.



Concernant les variables de contrôle, les mesures collectées peuvent varier en fonction du jour de la semaine et du capteur utilisé (en raison de la précision des capteurs Aeroqual) (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2020; Apparicio et Gelb 2020; Apparicio et al. 2021). Par conséquent, ces deux variables sont introduites comme des effets linéaires catégoriels. Nous avons vu que les conditions météorologiques peuvent fortement influencer les niveaux de pollution : la température, l'humidité et la vitesse du vent sont donc introduites comme des effets linéaires fixes continus. Aussi, les niveaux de polluants peuvent varier dans le temps et l'espace, toutes choses étant égales par ailleurs (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2020; Apparicio et Gelb 2020; Apparicio et al. 2021; Apparicio et al. 2022). Dans une revue systématique de la littérature sur l'exposition des cyclistes au bruit et à la pollution atmosphérique, Gelb et Apparicio (2021) discutent du problème de la pseudoréplication :

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. [...] When these effects are not accounted for, the outcomes of the models (values of parameters and degree of significance) are potentially biased. (Gelb et Apparicio 2021, p.13).

Par conséquent, comme dans d'autres études (Gelb et Apparicio 2020; Apparicio et al. 2021; Apparicio et al. 2022), les coordonnées géographiques ont été introduites sous forme de termes non linéaires (*splines*) et un terme temporel autorégressif a été utilisé. Ici, il est important de préciser les *splines* sont utilisées pour capturer un potentiel patron spatial dans les données. En fait, nous disposons des coordonnées spatiales pour chaque observation ( $x,y$ ), il est possible d'ajuster une *spline* sur ces coordonnées, contrôlant ainsi l'effet de l'espace, soit la pollution d'arrière-plan.

Une fois ces variables contrôlées, nous pouvons estimer les effets des conditions du trafic (état et types d'axes empruntés, présence ou non de feux tricolore) sur les niveaux de polluants.

**Tableau 9.** Variables des modèles de pollution

Types de variable	Description	Nature	Effet
Variables dépendantes	NO <sub>2</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub> et L <sub>Aeq</sub>		
Variables de contrôle	Jour de la semaine	Catégorielle	Effet linéaire
	Identifiant du participant/capteur	Catégorielle	
	Température	Continue	Effet fixe linéaire
	Humidité	Continue	
	Vitesse du vent	Continue	
	Moment de la journée (minutes écoulées depuis 7 h)	Continue	Effet fixe non linéaire ( <i>spline</i> )
Localisation géographique (x,y)	Continue	Effet fixe non linéaire ( <i>spline</i> )	
	Terme temporel de type AR	Discrète	Effet autorégressif
Variables explicatives	État des routes (goudronnée ou non) Temps sur les types de routes en minutes (primaire, secondaire, tertiaire, rue résidentielle, etc.)	Dichotomique Continue	Effet fixe linéaire

## 2.6 Cartographie des polluants pour l'ensemble du réseau routier

Une fois les modèles obtenus, nous avons utilisé « l'approche LUR (Land Use Regression) », décrite à la section 1.1.4, pour générer les cartes de prédiction de tous les polluants. Concrètement, nous avons construit une couche géographique comprenant tous les tronçons du réseau routier d'Abidjan (extraits d'OSM) pour lesquels nous avons les informations suivantes : localisation (x, y), état des routes (goudronnée ou non), types d'axes (primaire, secondaire, tertiaire, résidentielle, etc.). Puisque la localisation est une variable indépendante du modèle – introduite sous forme d'une *spline* bivariée sur les coordonnées géographiques x, y –, les tronçons de rues avec une longueur supérieure à 200 mètres ont été découpés; nous assurant ainsi de ne pas avoir de segments routiers avec une longueur supérieure à 200 mètres.

Puis, en utilisant l'équation de régression du modèle, nous avons prédit la valeur du polluant pour chaque tronçon, et ce, pour une journée et une heure donnée (par exemple, lundi à 9 h) et une température, une humidité et une vitesse du vent données (par exemple, les valeurs moyennes ou médianes collectées durant la collecte). Nous avons ainsi obtenu les valeurs des polluants pour tous les tronçons.

## 2.7 Typologie de l'ensemble routier en fonction des quatre polluants

Une fois les cartes de bruit et de pollution obtenue pour l'ensemble des tronçons de l'espace d'étude, nous avons réalisé une typologie des tronçons à partir de l'algorithme *k-means*. Cet exercice a permis d'identifier les différents types d'environnements routiers dans la ville en fonction des niveaux de quatre indicateurs de polluants ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ).

## 2.8 Tentatives de diagnostics d'équité environnementale

Ces différentes étapes et résultats nous ont permis de poser un diagnostic d'équité environnementale. Selon la littérature (Schlosberg 2007; Walker 2012; Séguin, Apparicio et Negron 2013; Potvin, Apparicio et Séguin 2019; Schlosberg et Collins 2014; Holifield 2001), le diagnostic d'équité environnementale est le processus qui permet d'évaluer des inégalités environnementales et leurs impacts sur certains groupes de populations. Dans la pratique, et en résumé des lectures, nous avons identifié deux grandes étapes pour comprendre cette équité. Premièrement, il s'agit d'identifier la population concernée et les sources d'inégalités environnementales. Rappelons que, de manière générale, les études portant sur l'équité environnementale identifient trois types de populations vulnérables : celles qui peuvent être identifiées par l'âge (vulnérabilité physiologique) et le niveau de vie (vulnérabilité économique et social) d'une part, et par l'appartenance à une minorité visible d'autre part. Dans le cas de notre étude portant sur Abidjan, seul la vulnérabilité économique et social sera retenu. Quant aux sources, elles concernent les éléments du milieu, entre autres, diverses sources de pollutions.

Deuxièmement, nous avons évalué l'exposition des populations en définissant les niveaux de polluant et le degré d'exposition des populations. Cette étape nous a permis d'analyser les impacts, de faire des comparaisons avec d'autres sites et d'autres types de populations et de conclure s'il y a iniquité environnementale ou pas.

Pour ce travail de recherche, nous avons croisé la typologie (niveau de pollution prenant en compte tous nos polluants) avec les communes (selon leur indice de pauvreté non financière). Cela nous a permis de dire si, oui ou non, la ville d'Abidjan présente une situation d'iniquité.

## CHAPITRE 3 : MODÉLISATION ET CARTOGRAPHIE DU BRUIT

Dans ce chapitre, nous présentons de manière détaillée les résultats de la modélisation et de cartographie des mesures de bruit. Les analyses portent sur l'exposition individuelle des populations au bruit environnemental collecté dans les rues. Premièrement, nous analysons les résultats des analyses univariées et bivariées. Deuxièmement, nous discutons des résultats des différents modèles bayésiens construits. Finalement, la production des cartes de bruit nous permettra de comprendre les patrons spatiaux à travers la ville.

### 3.1. Résultats des analyses univariées et bivariées

Les niveaux de bruit enregistrés lors de la collecte des données à Abidjan sont assez élevés, avec une moyenne de bruit de 75,7 dB(A) (tableau 10). Pour 10 % des 8 430 segments de 30 secondes, les valeurs  $L_{Aeq,30s}$  dépassent 78,8 dB(A) (90<sup>e</sup> percentile au tableau 10). Les moyennes de bruit sont également particulièrement élevées pour les indicateurs de crête ( $L_{Amin}$  et  $L_{Amax}$ ) : 66,5 et 89,0 dB(A).

**Tableau 10.** Statistiques récapitulatives des indicateurs de bruit pour des segments de 30 secondes pendant le cycle (n = 8 490)

	$L_{Aeq,30s}$	$L_{A10}$	$L_{A50}$	$L_{A90}$	$L_{Amin}$	$L_{Amax}$
Percentiles						
1	56,6	51,4	54,7	58,7	48,3	64,8
5	61,2	56,0	59,1	63,3	52,8	69,9
10	63,4	58,0	61,1	65,6	55,0	72,4
25 (1 <sup>er</sup> quartile)	67,2	61,5	64,8	69,7	58,6	76,7
50 (médiane)	71,8	65,8	69,5	74,2	63,2	81,5
75 (3 <sup>ème</sup> quartile)	75,6	69,6	73,1	78,1	67,2	86,6
90	78,8	72,7	76,1	81,4	70,2	91,5
95	80,9	74,4	77,9	83,6	72,0	94,3
99	85,3	78,1	81,3	87,8	75,5	100,5
Bruit moyen <sup>a</sup>	75,7	--	--	--	66,5	89,0

<sup>a</sup>Valeurs obtenues avec le package seewave (Sueur, Aubin et Simonis 2008).

<sup>b</sup> Niveau de pression acoustique pondéré A

Sans surprise, les corrélations de Pearson entre les six descripteurs de bruit sont fortement positives et significatives ( $p < 0,001$ ) (tableau 10). En effet, les valeurs entre  $L_{Aeq,30s}$  et les cinq

autres descripteurs de bruit sont toutes supérieures à 0,85. La valeur de corrélation la plus faible est observée entre  $L_{Amin}$  et  $L_{Amax}$  ( $r = 0,63$ ).

**Tableau 11.** Valeurs de corrélation de Pearson entre les six descripteurs de bruit

	$L_{Aeq,30s}$	$L_{A10}$	$L_{A50}$	$L_{A90}$	$L_{Amin}$	$L_{Amax}$
$L_{Aeq,30s}$	--	0,88	0,93	0,97	0,85	0,88
$L_{A10}$	0,88	--	0,96	0,85	0,98	0,67
$L_{A50}$	0,93	0,96	--	0,92	0,93	0,72
$L_{A90}$	0,97	0,85	0,92	--	0,82	0,82
$L_{Amin}$	0,85	0,98	0,93	0,82	--	0,63
$L_{Amax}$	0,88	0,67	0,72	0,82	0,63	--

Toutes les valeurs sont significatives à  $p < 0.001$ .

## 3.2. Résultats des modèles bayésiens

### 3.2.1. Qualité d'ajustement des modèles

Avant d'analyser en détail les coefficients de régression, nous comparons la qualité d'ajustement des différents modèles en utilisant les statistiques WAIC et Bayes  $R^2$ . Notez que tous les paramètres des modèles bayésiens ont convergé ( $Rhat = 1,0$ ). De plus, les vérifications prédictives postérieures démontrent que les six modèles sont bien ajustés (annexe 1). Les  $R$  carrés de Bayes (Gelman et al. 2019) sont relativement élevés et similaires, à l'exception du  $L_{Amax}$  (0,296) : ils varient de 0,432 ( $L_{A90}$ ) à 0,524 ( $L_{Amin}$ ) (tableau 12). Ce résultat n'est pas surprenant puisque nous avons déjà signalé de fortes corrélations positives entre les six descripteurs de bruit. Cela signifie également que les valeurs des coefficients de régression doivent être similaires pour les six modèles. Enfin, puisque les statistiques d'ajustement des différents modèles bayésiens sont robustes (tableau 12), elles peuvent être utilisées pour prédire l'exposition au bruit routier pour tous les segments routiers de la zone d'étude.

**Tableau 12.** Statistiques d’ajustement pour les modèles bayésiens pour le bruit

Model	WAIC	Bayes R <sup>2</sup>	CI 95 % <sup>a</sup>
$L_{Aeq,30s}$	46,846	0,448	[0,441 0,455]
$L_{A10}$	42,500	0,509	[0,505 0,514]
$L_{A50}$	43,612	0,496	[0,491 0,501]
$L_{A90}$	47,715	0,432	[0,425 0,439]
$L_{Amin}$	41,982	0,524	[0,519 0,528]
$L_{Amax}$	54,548	0,296	[0,286 0,307]

WAIC : critère d’information largement applicable

### 3.2.2. Variables de contrôle

Les estimations des six modèles ( $L_{Aeq30s}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$ ) sont présentées aux tableaux 13 et 14. Notons d’emblée que les résultats des modèles sont très similaires.

Comparativement à la référence (le lundi 6 décembre 2021), seul le vendredi 10 décembre présente un coefficient significatif (coef. : 0,93; IC 95 % : [0,26-1,60]). Cela signifie que le jour de la semaine a un faible effet sur l’exposition au bruit pendant la période de collecte.

Les *splines* temporelles et spatiales, c’est-à-dire les termes non linéaires pour les minutes écoulées depuis 8 h et les coordonnées géographiques, sont présentées aux figures 17 à 20. Bien que significative, l’heure de la journée a un effet limité sur l’exposition au bruit puisque les *splines* de tous les modèles varient globalement dans des intervalles de 1 à 1,5 dB(A) tout au long de la journée, avec les valeurs les plus élevées pendant les heures de pointe du soir (figure 17).

Concernant l’effet marginal de l’espace sur l’exposition au bruit routier (figures 18 à 20), les isolignes des *splines* varient significativement de 10 à 12 dB(A). Cela signifie que, toutes choses égales par ailleurs, certains secteurs de la ville se caractérisent par des niveaux d’exposition au bruit routier plus élevés. Globalement, les *splines* montrent que, quel que soit l’indicateur de bruit utilisé, la commune du Plateau présente des niveaux de bruit moyens (semblables à ceux de la constante), alors que des niveaux inférieurs sont observables dans le sud-est (commune de Treichville) et supérieurs au centre-ouest et au nord (quartiers de Yopougon et d’Abobo). Enfin, les coefficients des termes autorégressifs sont significatifs avec le terme AR [1], indiquant ainsi une forte autocorrélation temporelle avec le segment précédent.

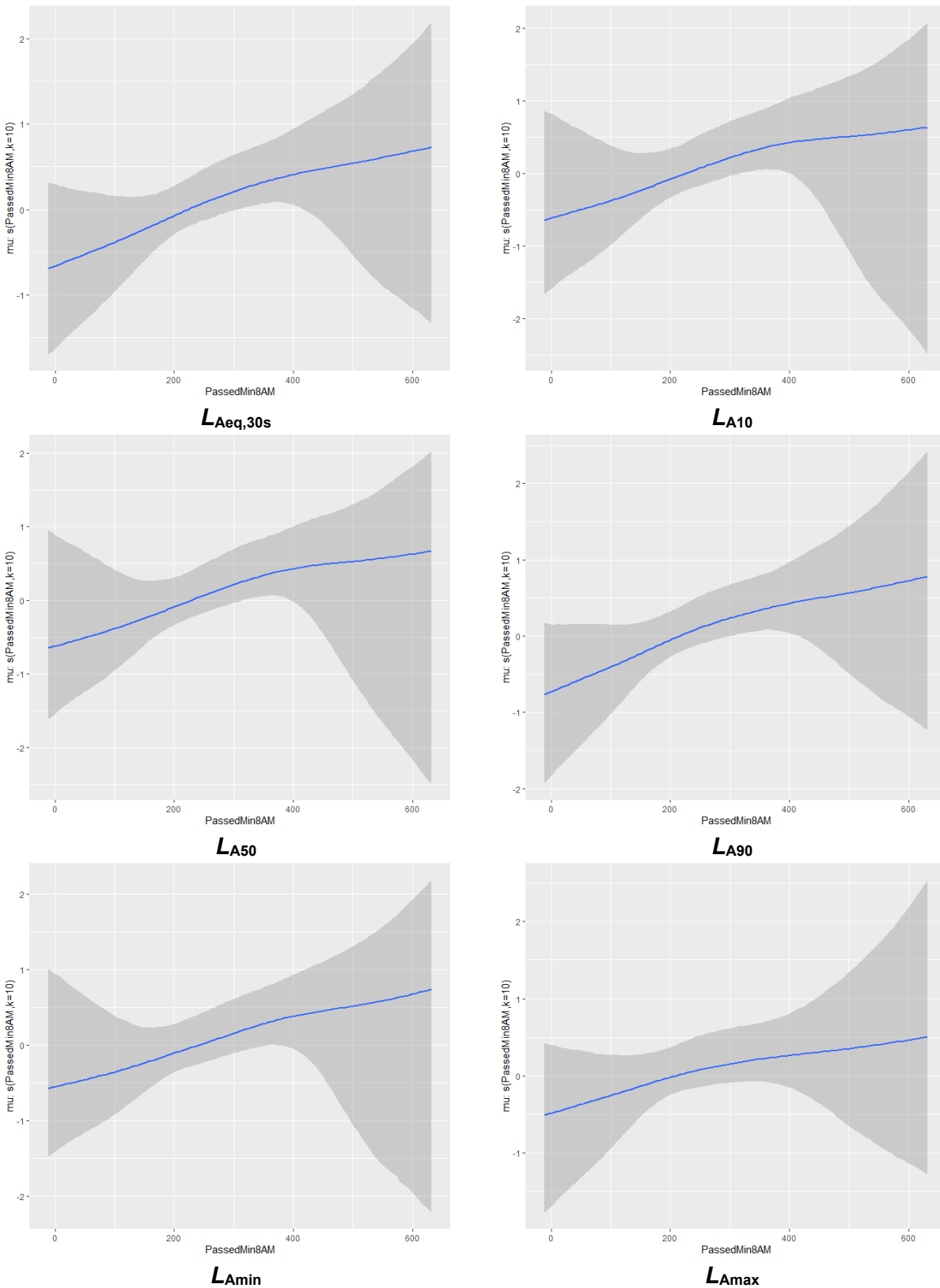
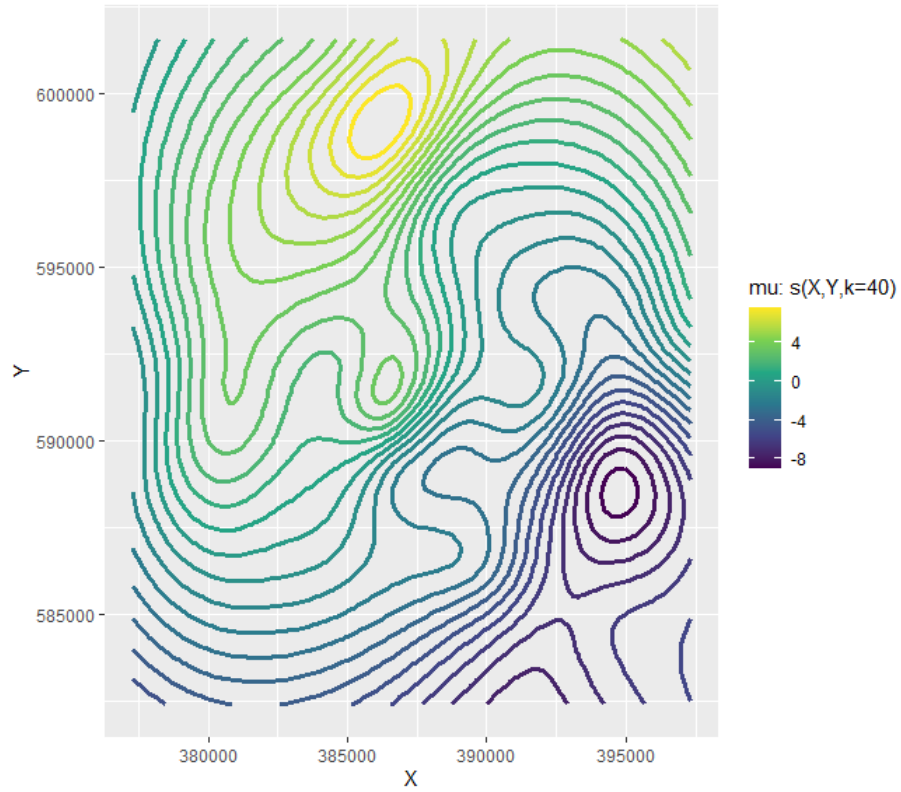
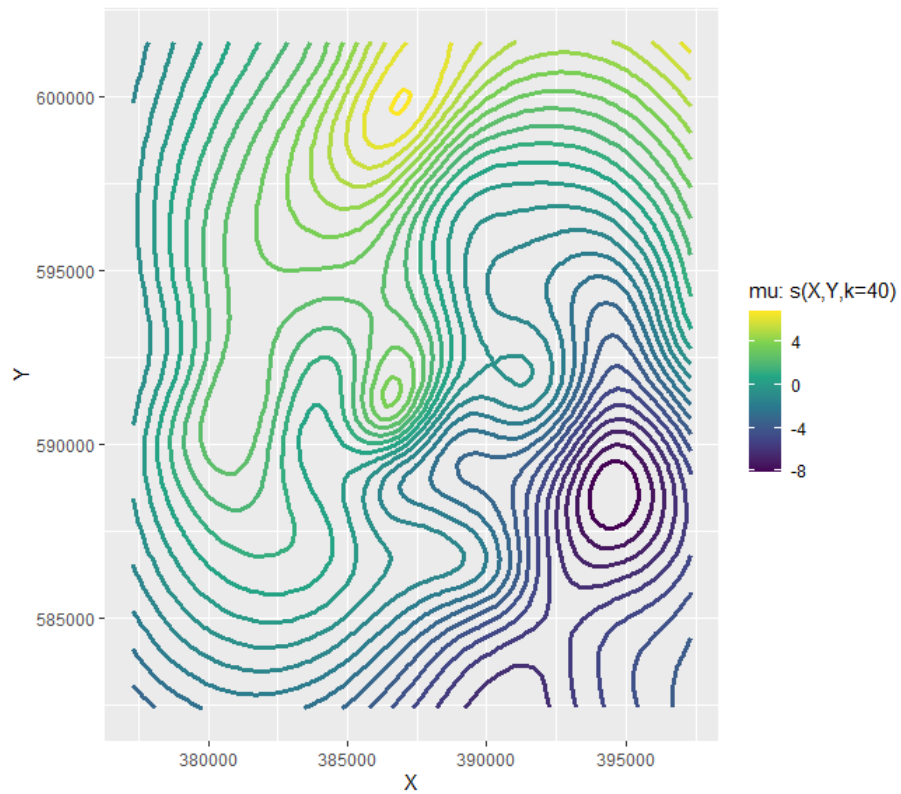


Figure 17. Splines temporelles pour le bruit (minutes écoulées depuis 8 h)



$L_{Aeq,30s}$



$L_{A10}$

Figure 18. Splines spatiales pour le bruit (partie 1)



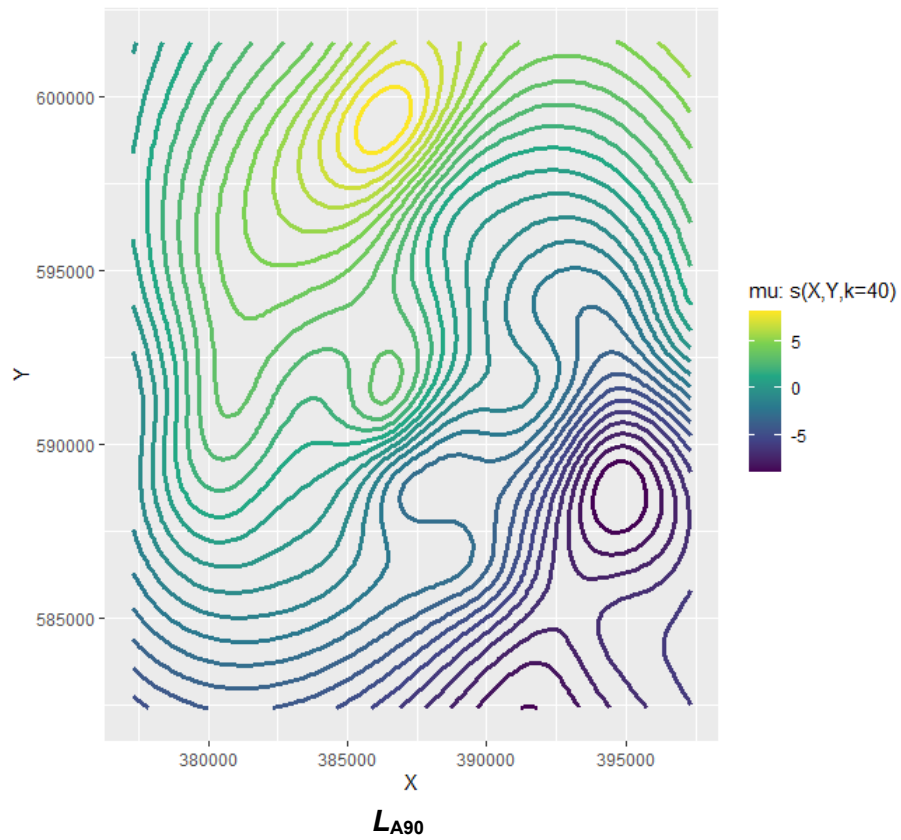
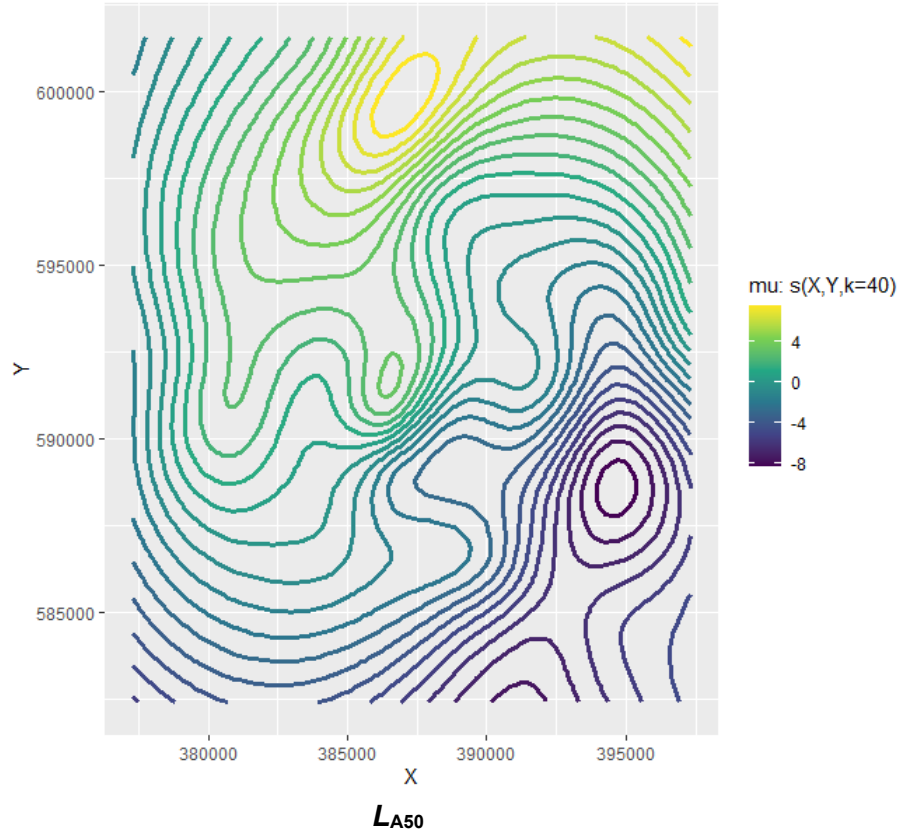
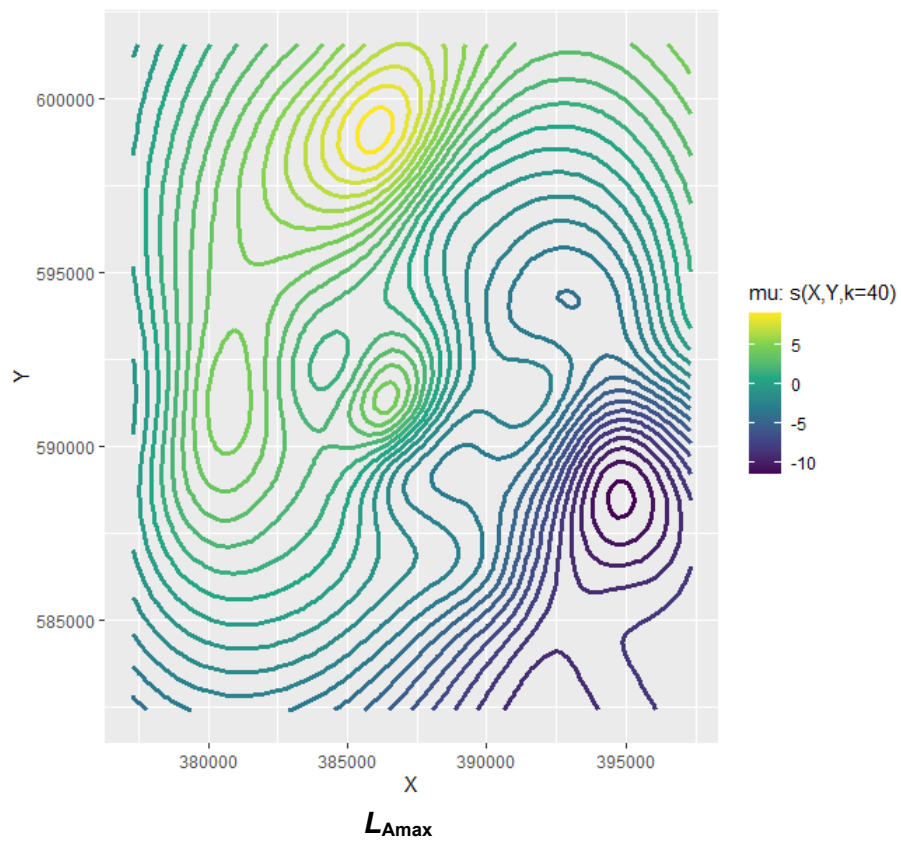
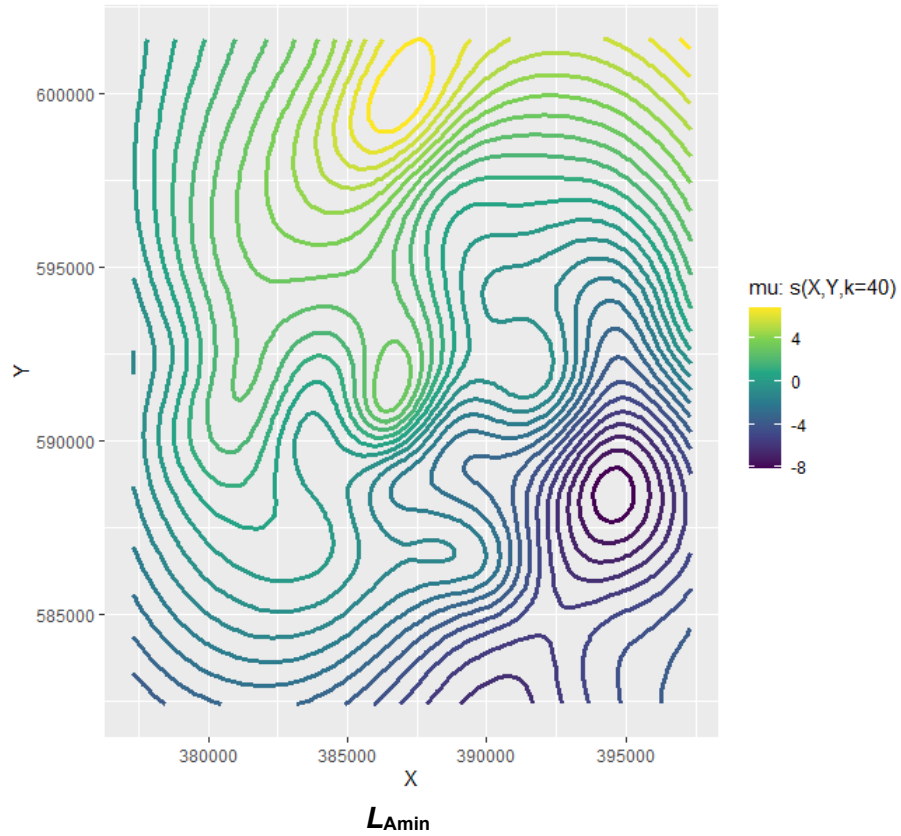
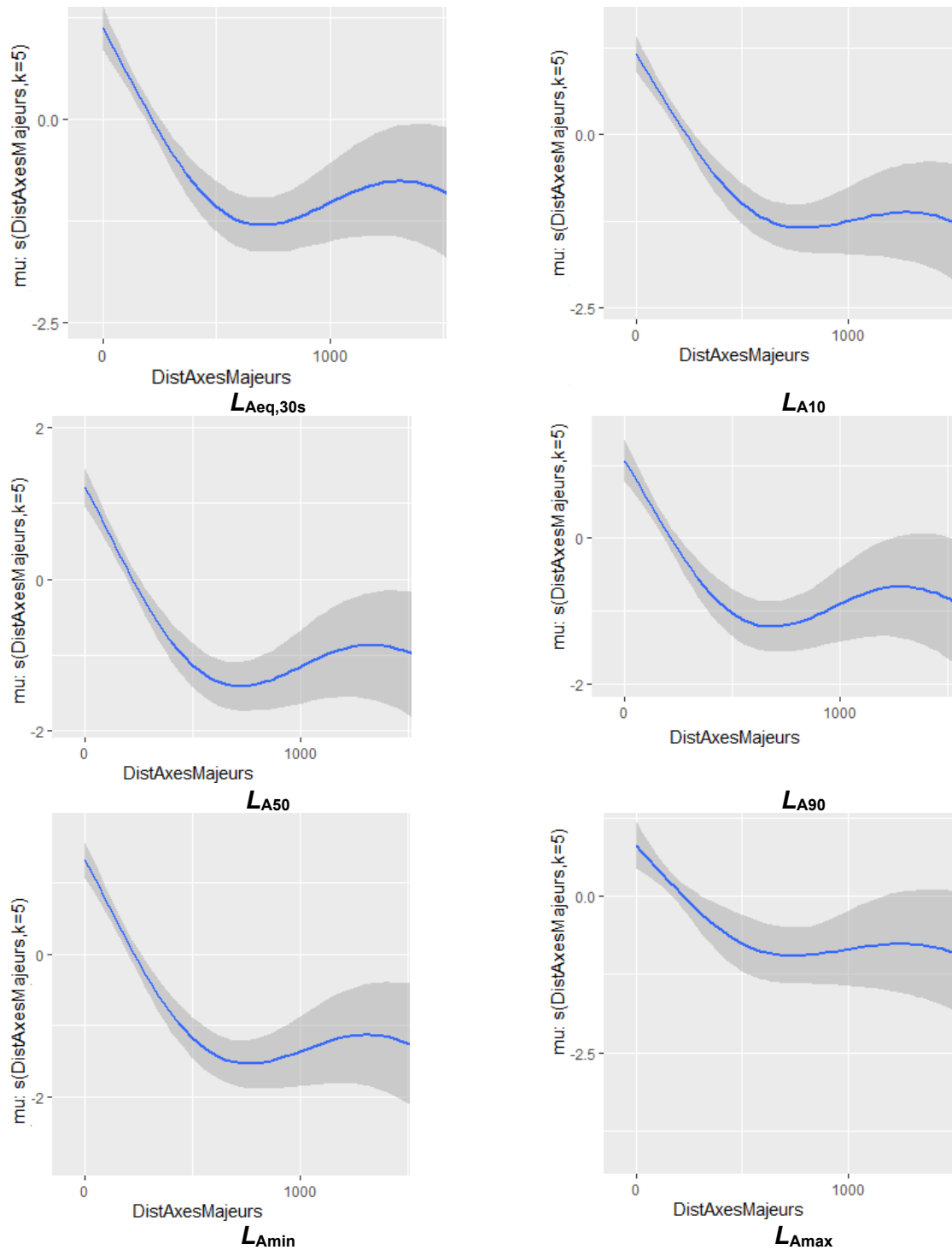


Figure 19. Splines spatiales pour le bruit (partie 2)



**Figure 20.** Splines spatiales pour le bruit (partie 3)



**Figure 21.** Splines pour la distance à l'axe majeur le plus proche et les indicateurs de bruit.

**Tableau 13.** Estimation des modèles bayésiens pour le bruit (partie 1)

	$L_{Aeq,30s}$		$L_{A10}$		$L_{A50}$	
	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>
Constante	<b>68,88</b>	[69,3 70,39]	<b>63,91</b>	[63,3 64,44]	<b>67,23</b>	[66,7 67,74]
Effets linéaires						
2021-12-03 (vendredi)	0,01	[-0,67 0,69]	0,34	[-0,41 1,09]	0,25	[-0,46 0,96]
2021-12-04 (samedi)	0,37	[-0,33 1,08]	0,41	[-0,38 1,20]	0,40	[-0,38 1,15]
2021-12-06 (lundi)	Ref,		Ref,		Ref,	
2021-12-07 (mardi)	-0,46	[-1,05 0,13]	0,01	[-0,68 0,67]	-0,17	[-0,81 0,46]
2021-12-09 (jeudi)	-0,23	[-0,82 0,36]	-0,36	[-1,01 0,29]	-0,25	[-0,86 0,37]
2021-12-10 (vendredi)	<b>0,93</b>	[0,26 1,60]	<b>0,87</b>	[0,13 1,61]	<b>0,95</b>	[0,25 1,65]
Vitesse (km/h)	<b>-0,05</b>	[-0,06 -0,03]	<b>-0,05</b>	[-0,06 -0,03]	<b>-0,03</b>	[-0,05 -0,02]
Feu de circulation	<b>0,23</b>	[0,11 0,36]	<b>0,24</b>	[0,15 0,34]	<b>0,25</b>	[0,15 0,35]
Rue résidentielle	Ref,		Ref,		Ref,	
Autoroute ou voie rapide	<b>8,17</b>	[7,12 9,22]	<b>8,08</b>	[7,04 9,11]	<b>8,39</b>	[7,34 9,41]
Route primaire	<b>6,24</b>	[5,45 7,04]	<b>6,10</b>	[5,34 6,85]	<b>6,32</b>	[5,58 7,08]
Route secondaire	<b>4,57</b>	[4,08 5,06]	<b>4,78</b>	[4,34 5,22]	<b>4,72</b>	[4,28 5,17]
Route tertiaire	<b>3,88</b>	[3,51 4,24]	<b>3,89</b>	[3,56 4,22]	<b>3,94</b>	[3,60 4,27]
Service	<b>3,93</b>	[2,76 5,12]	<b>3,76</b>	[2,72 4,77]	<b>3,73</b>	[2,70 4,77]
Route non classifiée	<b>2,57</b>	[1,71 3,43]	<b>2,25</b>	[1,48 3,03]	<b>2,67</b>	[1,86 3,46]
Route non asphaltée	<b>-2,40</b>	[2,77 -2,05]	<b>-1,73</b>	[2,04 -1,41]	<b>-1,93</b>	[2,25 -1,61]
Effets non linéaires ( <i>splines</i> )						
Distance à la route majeure	<b>11,43</b>	[5,02 23,48]	<b>9,54</b>	[4,25 19,99]	<b>11,64</b>	[5,39 23,77]
Minutes écoulées depuis 8 h	<b>1,16</b>	[0,04 3,76]	<b>1,43</b>	[0,05 4,81]	<b>1,38</b>	[0,04 4,62]
Coordonnée géo. (x,y)	<b>7,83</b>	[5,86 10,43]	<b>8,42</b>	[6,22 11,28]	<b>7,95</b>	[5,90 10,64]
Termes autorégressifs						
ar[1]	<b>0,58</b>	[0,56 0,60]	<b>0,52</b>	[0,50 0,55]	<b>0,38</b>	[0,36 0,40]
ar[2]	<b>0,02</b>	[0,00 0,05]	<b>0,04</b>	[0,02 0,06]	<b>0,08</b>	[0,06 0,10]
ar[3]	<b>0,08</b>	[0,06 0,10]	<b>0,08</b>	[0,06 0,10]	<b>0,06</b>	[0,04 0,08]
Statistiques d'ajustement						
R <sup>2</sup> de Bayes	0,432	[0,44 0,455]	0,524	[0,50 0,514]	0,296	[0,49 0,501]
WAIC	46,846		42,500		43,612	

<sup>a</sup> Coef. et IC 95 % : coefficient et intervalle de confiance (95 %).

Les valeurs des coefficients en gras sont significatives au seuil de 5 %.

**Tableau 14.** Estimation des modèles bayésiens pour le bruit (partie 2)

	$L_{A90}$		$L_{Amin}$		$L_{Amax}$	
	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>
Constante	<b>72,30</b>	[71,7 72,84]	<b>61,12</b>	[60,5 61,64]	<b>81,12</b>	[80,4 81,78]
Effets linéaires						
2021-12-03 (vendredi)	-0,12	[-0,80 0,57]	0,32	[-0,43 1,09]	-0,02	[-0,82 0,76]
2021-12-04 (samedi)	0,26	[-0,46 0,99]	0,23	[-0,58 1,04]	0,45	[-0,36 1,27]
2021-12-06 (lundi)	Ref.		Ref.		Ref.	
2021-12-07 (mardi)	-0,51	[-1,12 0,10]	-0,13	[-0,80 0,54]	-0,71	[-1,4 -0,02]
2021-12-09 (jeudi)	-0,30	[-0,89 0,31]	-0,45	[-1,12 0,21]	-0,20	[-0,87 0,47]
021-12-10 (vendredi)	<b>0,86</b>	[0,17 1,52]	<b>0,74</b>	[-0,00 1,50]	0,68	[-0,09 1,46]
Vitesse (km/h)	<b>-0,03</b>	[-0,05 -0,01]	<b>-0,03</b>	[-0,05 -0,02]	<b>-0,11</b>	[-0,13 -0,08]
Feu de circulation	<b>0,18</b>	[0,05 0,31]	<b>0,22</b>	[0,13 0,31]	<b>0,37</b>	[0,18 0,57]
Rue résidentielle	Ref.		Ref.		Ref.	
Autoroute ou voie rapide	<b>7,98</b>	[6,89 9,06]	<b>8,29</b>	[7,26 9,32]	<b>7,06</b>	[5,73 8,39]
Route primaire	<b>6,34</b>	[5,53 7,13]	<b>6,27</b>	[5,54 7,00]	<b>5,70</b>	[4,69 6,72]
Route secondaire	<b>4,54</b>	[4,02 5,06]	<b>4,86</b>	[4,42 5,29]	<b>4,47</b>	[3,80 5,17]
Route tertiaire	<b>3,66</b>	[3,29 4,04]	<b>4,13</b>	[3,80 4,46]	<b>4,04</b>	[3,56 4,53]
Service	<b>3,74</b>	[2,46 5,00]	<b>3,91</b>	[2,92 4,91]	<b>4,01</b>	[2,53 5,51]
Route non classifiée	<b>2,53</b>	[1,60 3,45]	<b>2,34</b>	[1,57 3,12]	<b>2,68</b>	[1,45 3,90]
Route non asphaltée	<b>-2,38</b>	[-2,7 -1,99]	<b>-2,03</b>	[-2,3 -1,72]	<b>-2,48</b>	[-2,9 -1,97]
Effets non linéaires ( <i>splines</i> )						
Distance à la route majeure	<b>11,67</b>	[4,94 24,77]	<b>11,34</b>	[5,31 23,28]	<b>8,61</b>	[2,08 21,31]
Minutes écoulées depuis 8 h	<b>1,22</b>	[0,06 3,91]	<b>1,33</b>	[0,04 5,02]	<b>1,18</b>	[0,04 3,90]
Coordonnée géo. (x,y)	<b>7,79</b>	[5,78 10,37]	<b>8,09</b>	[5,94 10,76]	<b>10,09</b>	[7,61 13,23]
Termes autorégressifs						
ar[1]	<b>0,38</b>	[0,36 0,40]	<b>0,63</b>	[0,61 0,66]	<b>0,22</b>	[0,20 0,24]
ar[2]	<b>0,08</b>	[0,06 0,10]	<b>0,00</b>	[-0,01 0,03]	<b>0,06</b>	[0,04 0,09]
ar[3]	<b>0,06</b>	[0,04 0,08]	<b>0,07</b>	[0,06 0,09]	<b>0,06</b>	[0,04 0,08]
Statistiques d'ajustement						
R <sup>2</sup> de Bayes	0,432	[0,42 0,439]	0,524	[0,51 0,528]	0,296	[0,28 0,07]
WAIC	47,715		41,982		54,548	

<sup>a</sup> Coef. et IC 95 % : coefficient et intervalle de confiance (95 %).

Les valeurs des coefficients en gras sont significatives au seuil de 5 %.

En conclusion, les résultats significatifs pour les *splines* temporelles et spatiales et le terme autorégressif confirment l'importance de contrôler leurs effets afin d'éviter d'obtenir des coefficients biaisés en raison des variables prédictives. Cela corrobore un certain nombre de travaux antérieurs sur la modélisation du bruit routier urbain issus d'une vaste collecte de données (Apparicio et Gelb 2020; Apparicio et al. 2021; Gelb et Apparicio 2020; Gelb et Apparicio 2022).

### 3.2.3. Variables explicatives

Sans surprise, le type de segment routier emprunté a un impact très important sur l'exposition au bruit. Par exemple, comparativement à une rue résidentielle, circuler pendant 30 secondes sur une autoroute ou une voie rapide augmente le niveau sonore moyen de 8,2 dB(A), toutes choses égales par ailleurs (tableau 13). Toujours pour le  $L_{Aeq,30s}$  et comparativement à une rue résidentielle, ces écarts s'élèvent à 6,2, 4,6 et 3,9 dB(A) pour respectivement les voies primaires, secondaires et tertiaires. Les mêmes observations s'appliquent à cinq autres descripteurs de bruit avec des valeurs de coefficient très similaires (tableau 14).

Les coefficients significatifs et négatifs pour les routes non asphaltées (-2,40, -1,73 et -2,38 pour  $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{A10}$  et  $L_{A90}$ ) indiquent qu'elles sont associées à des niveaux de bruit plus faibles que les routes asphaltées, même une fois contrôlé le type de segment routier. Cela pourrait s'expliquer par le fait que le volume de trafic et la vitesse des véhicules sont beaucoup plus limités sur les routes non asphaltées.

La vitesse des cyclistes (km/h) et la présence d'un feu tricolore sont respectivement associées à une diminution et à une augmentation des niveaux de bruit (p. ex. -0,05 et 0,23 pour le  $L_{Aeq,30s}$ ). Ces deux facteurs pourraient refléter des situations de congestion routière à proximité d'un feu de signalisation ou lorsque le cycliste avance lentement au milieu d'un trafic dense. Or, dans de nombreuses villes du Sud Global, plus le trafic routier est important, plus le klaxon est utilisé (Gelb et Apparicio 2019; Kundu, Debsarkar et Chakrabarty 2015; Vijay et al. 2015). De plus, les plus forts coefficients pour ces deux variables sont obtenus pour  $L_{Amax}$  (-0,11 et 0,37).

Enfin, la distance à la route majeure la plus proche est clairement associée à une réduction de tous les descripteurs de bruit; autrement dit plus le cycliste est proche d'un axe majeur, plus les niveaux de bruit sont élevés et plus il est éloigné, moins il y a de bruit.

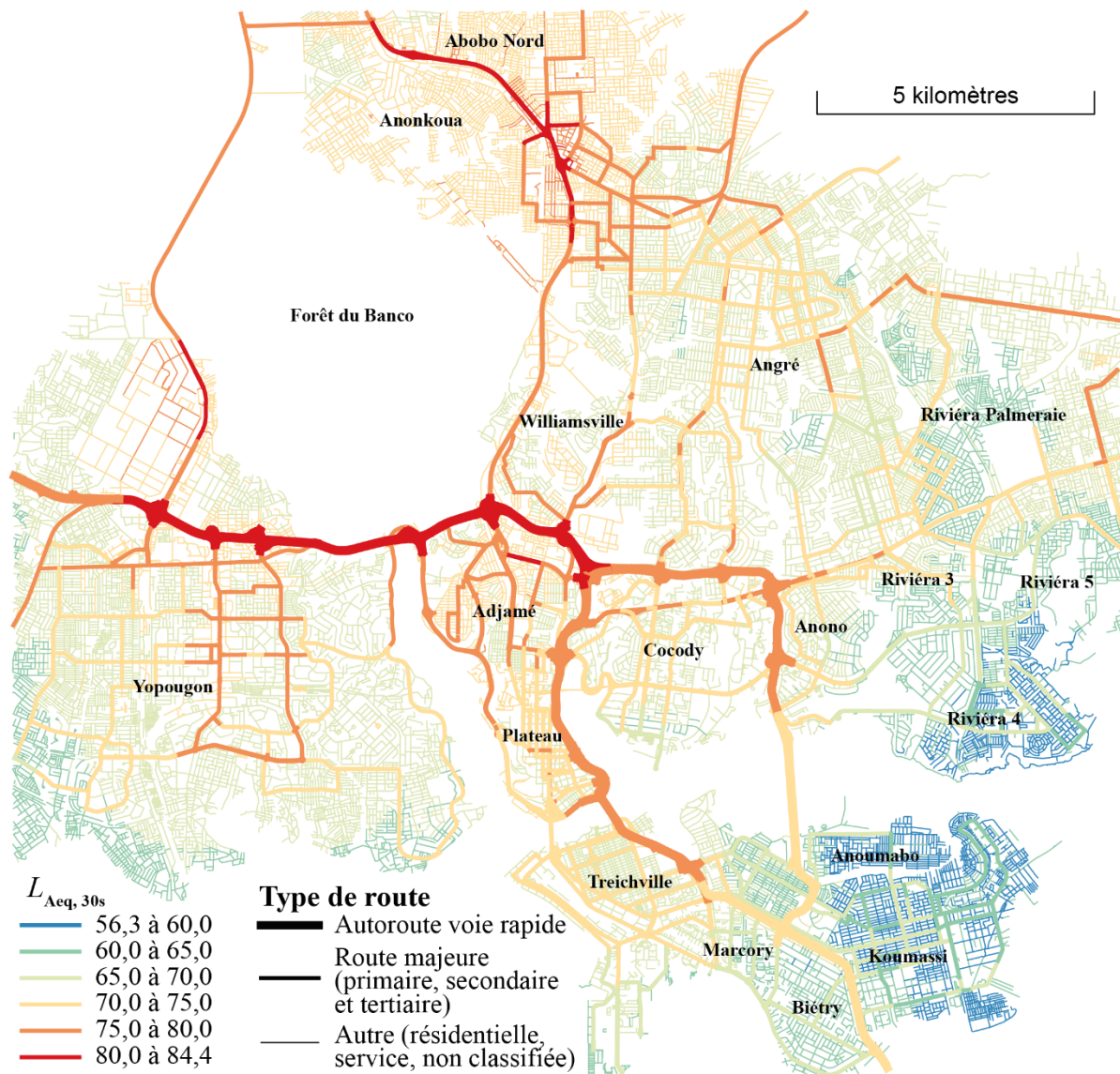
### 3.3. Production des cartes de bruit

Les six modèles permettent de prédire le niveau d'exposition aux descripteurs de bruit sur les segments de rues de l'ensemble du territoire à l'étude. En effet, pour chaque segment de rue, nous connaissons le type route (OSM), la distance euclidienne à la route principale la plus proche et le revêtement de la route (c'est-à-dire asphaltée ou non, voir la figure 15 au chapitre 2), les coordonnées géographiques (centroïdes de segment de rue) et le nombre de feux de circulation

situés dans une zone tampon de 20 mètres autour de chaque segment routier. Concernant les variables de contrôle, le jour fixé comme référence est le lundi 6 décembre, les minutes écoulées depuis 8 h ont été fixées à 90 (soit 9 h 30) et la vitesse à 10 km/h.

Les cartes d'exposition potentielle au bruit pour les différents indicateurs sont présentées aux figures 22 à 27.

La figure 22, pour le  $L_{Aeq,30s}$ , révèle que les niveaux d'exposition prédits varient entre 56,3 dB(A) et 84,4 dB(A), soit un écart de 28 dB(A). Les niveaux les plus élevés sont observés pour les grands axes (autoroute ou voie rapide, routes primaire, secondaire et tertiaire) et varient entre 70 dB(A) et 84,4 dB(A). Bien entendu, de tels niveaux s'expliquent par la densité du trafic et la présence de feux tricolores sur ces axes. Concernant les variations spatiales, les niveaux de bruit les plus élevés se situent dans les communes socialement défavorisées d'Adjamé, de Yopougon et d'Abobo, caractérisées par des populations très denses et des axes de circulation importants. Dans ces communes, les rues résidentielles sont plus bruyantes, contrairement à celles de Koumassi, d'Anoumabo et de Riviera 4.



**Figure 22.** Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Aeq,30s}$ ).



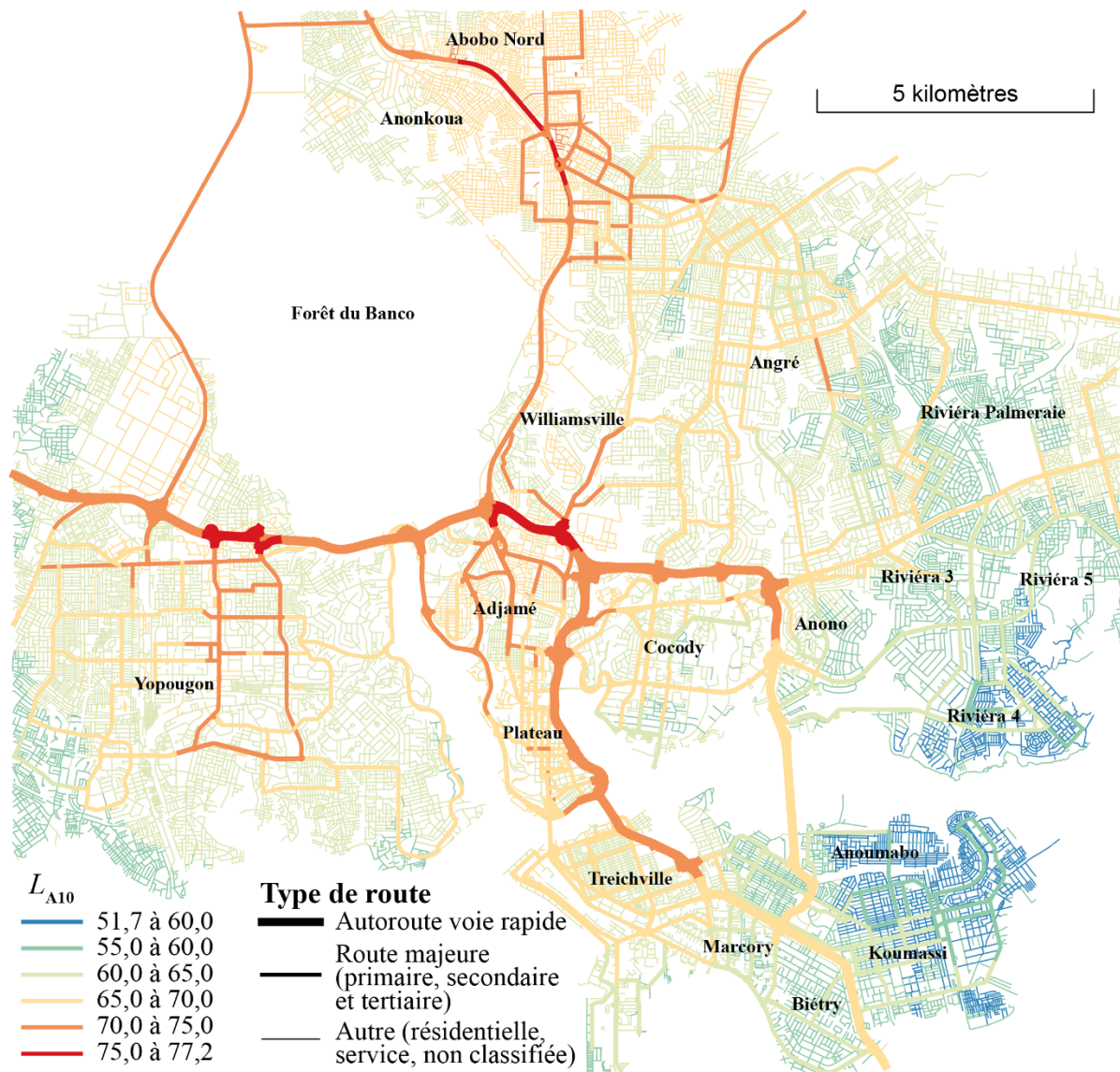
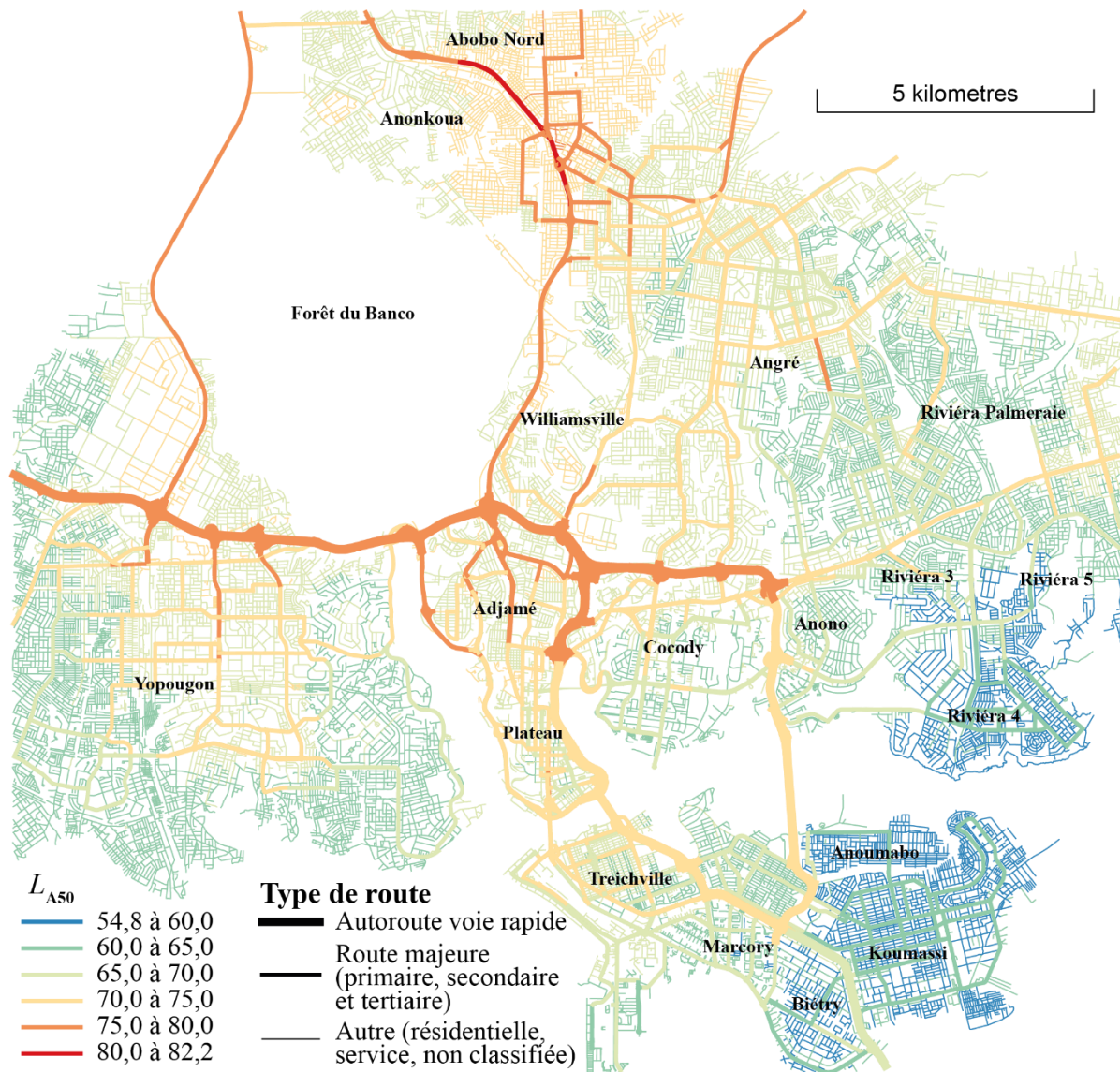
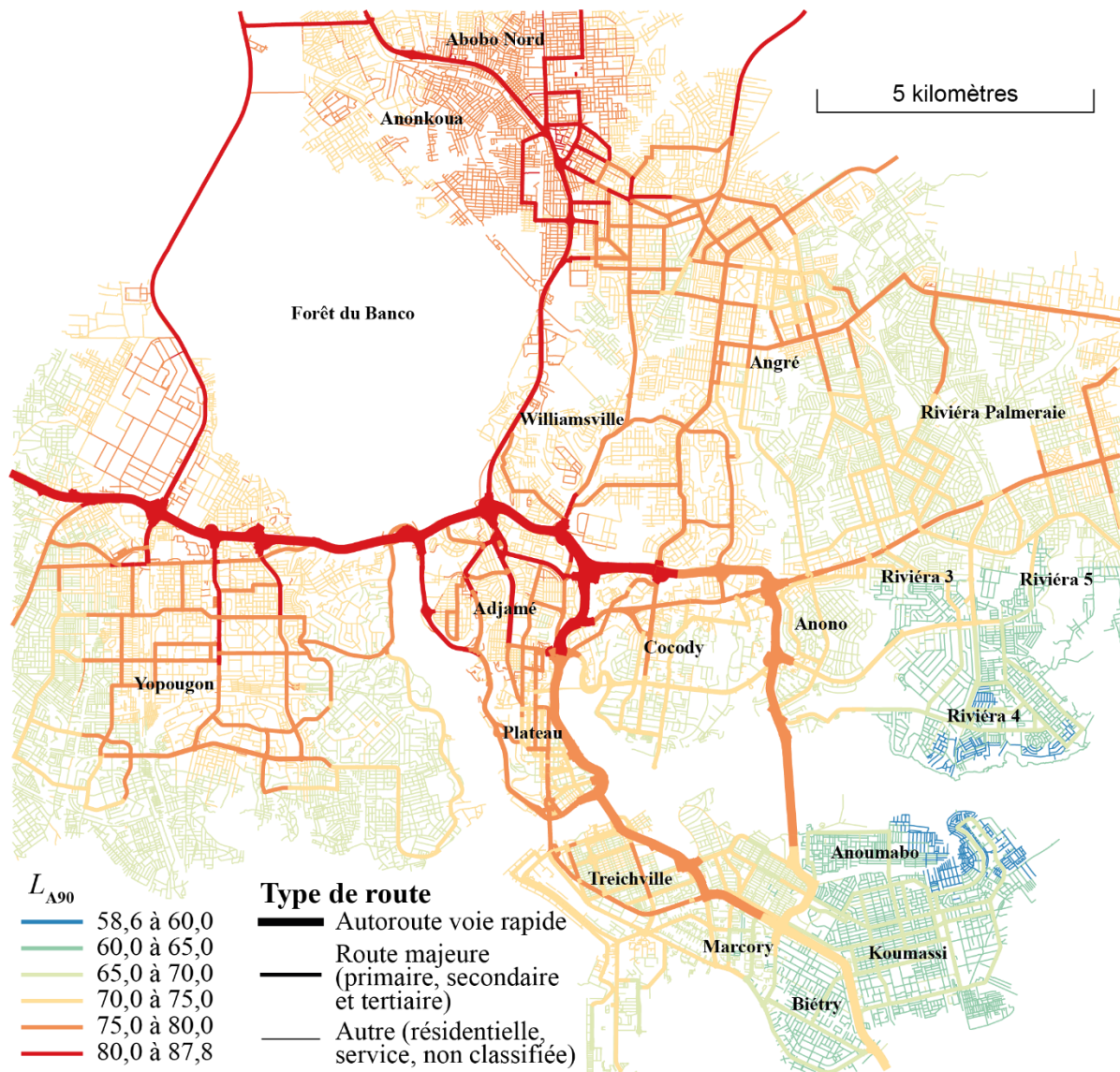


Figure 23. Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A10}$ ).

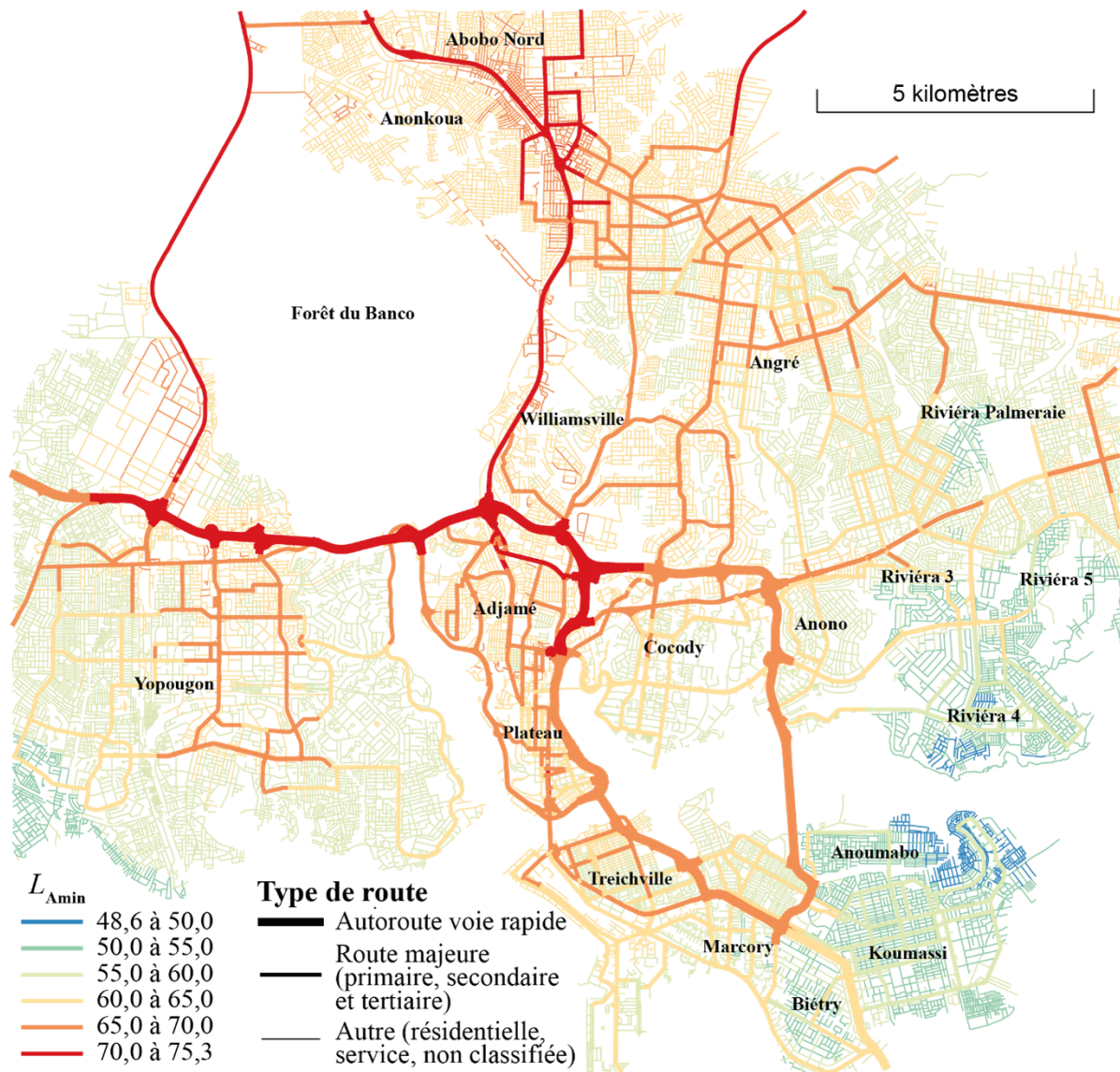


**Figure 24.** Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A50}$ ).



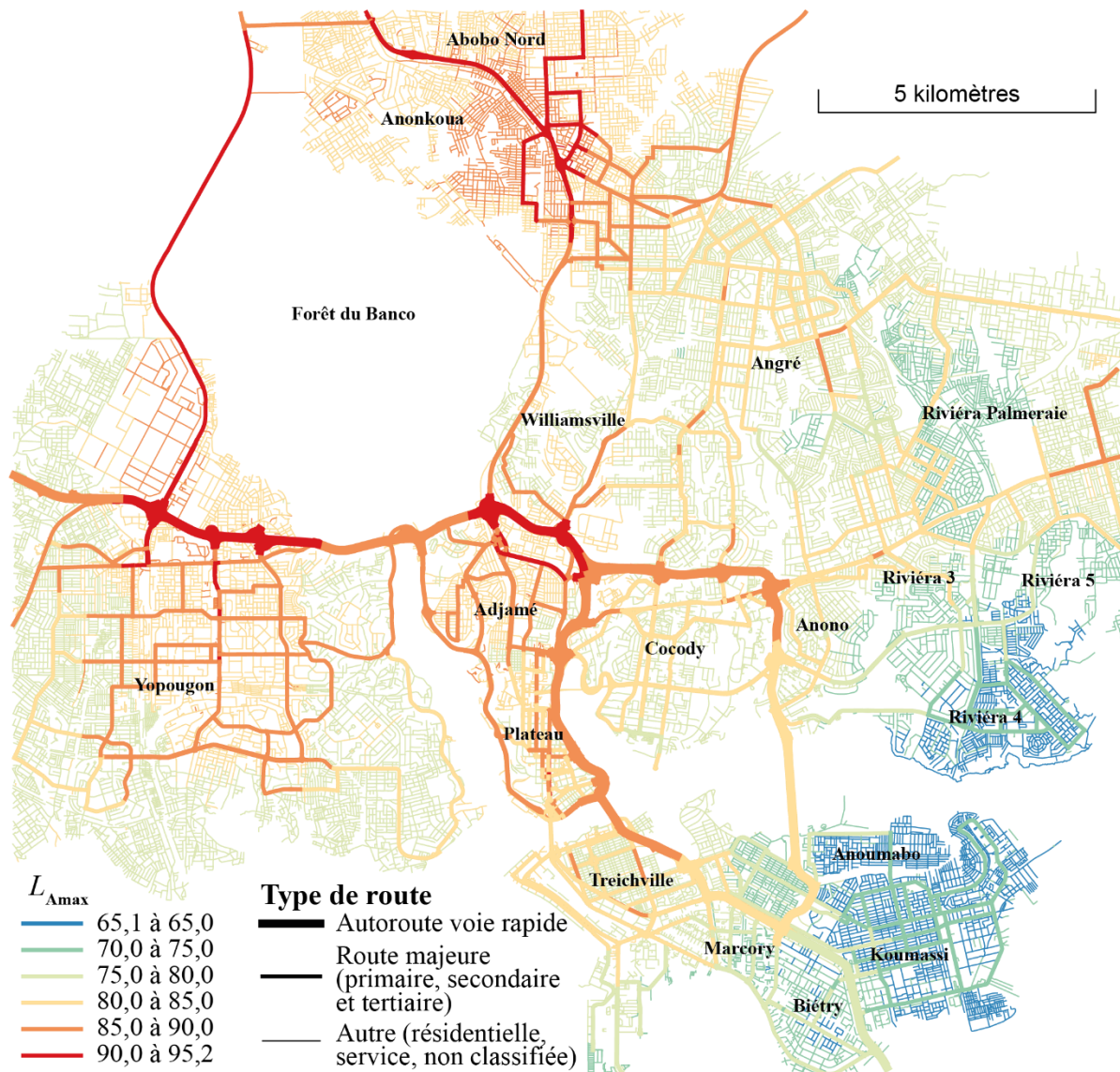


**Figure 25.** Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{A90}$ ).



**Figure 26.** Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Amin}$ ).





**Figure 27.** Carte d'exposition potentielle au bruit routier ( $L_{Amax}$ )

Les cartes des autres indicateurs indiquent des niveaux d'exposition potentielle largement supérieurs aux seuils recommandés. Les variations entre le niveau le plus fort et le plus faible sont de 25,5; 27,4; 29,2; 26,7 et 30,1 respectivement pour le  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$ ,  $L_{Amin}$  et le  $L_{Amax}$ . Aussi, les cinq autres indicateurs ont les mêmes caractéristiques en termes de concentration sur les différents types d'axes et de patrons spatiaux que le  $L_{Aeq,30s}$ .

### 3.4 Conclusion

Cette collecte de données primaires nous a permis de mettre en évidence des niveaux de bruit très élevés à Abidjan, au regard des six descripteurs de bruit mesurés avec notamment une valeur de bruit moyenne de 75,7 dB(A) ( $L_{Aeq,30s}$ ). Les modèles bayésiens ont montré l'impact majeur de certaines variables explicatives, comme le type de segment routier emprunté, avec des différences significatives de 8,2 et 6,2 dB(A) entre une autoroute (ou une voie rapide) et une route primaire comparativement à une rue résidentielle. À l'exception du  $L_{Amax}$ , la qualité d'ajustement des modèles bayésiens ( $R^2$  de 0,43 à 0,52) est telle qu'ils peuvent être utilisés pour prédire les différents descripteurs de bruit pour l'ensemble de la ville. En d'autres termes, la collecte extensive et mobile de données primaires à vélo est une approche méthodologique particulièrement intéressante pour réaliser des cartes de bruit. C'est particulièrement le cas dans les villes des Suds où l'absence de données spatiales (occupation du sol, constructions en 3D ou données sur le trafic routier) empêche l'utilisation d'approches classiques telles que les LUR.

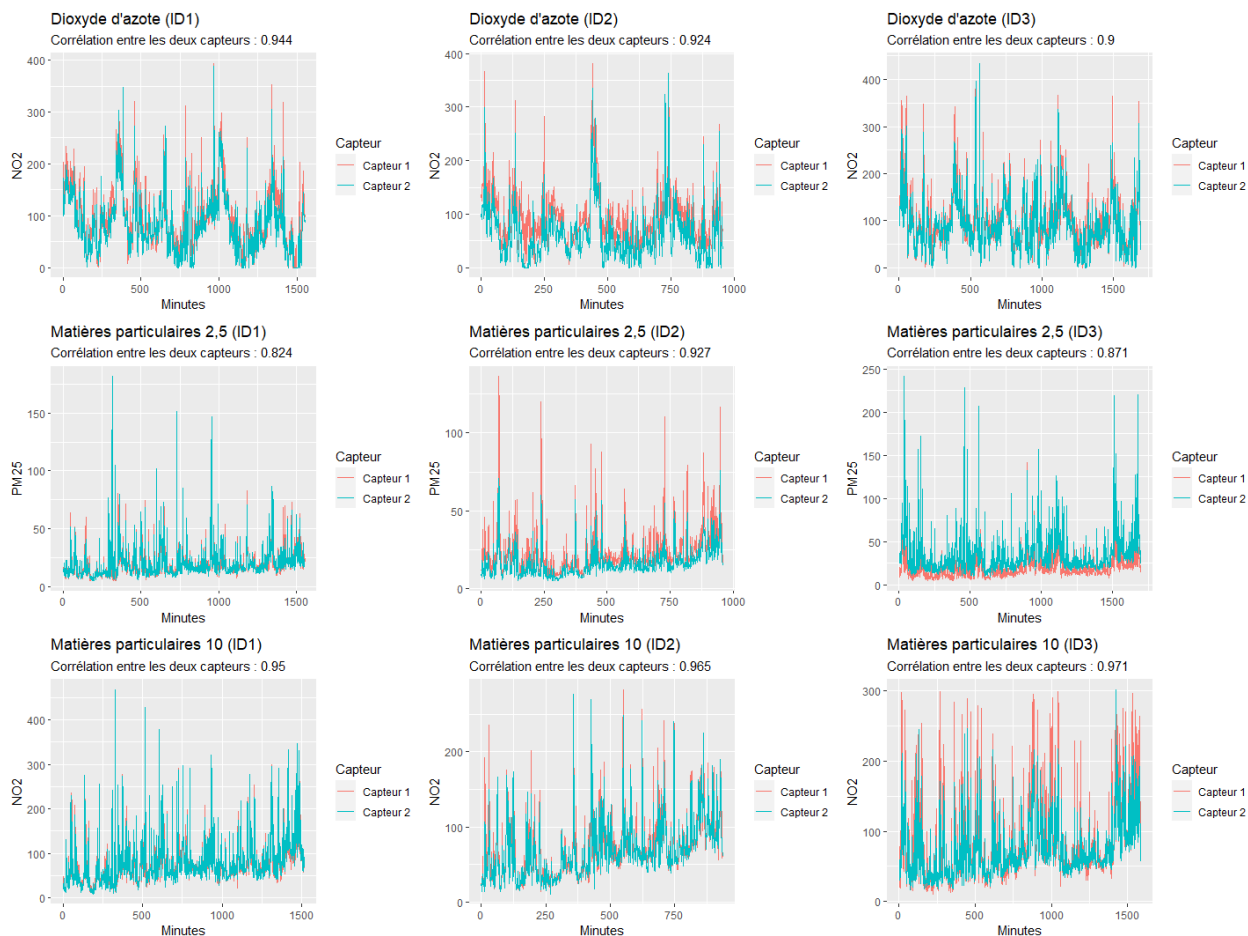
## CHAPITRE 4 : MODÉLISATION ET CARTOGRAPHIE DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES

Comparativement au précédent chapitre, celui-ci focalise sur certains polluants atmosphériques, à savoir un polluant gazeux – le dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) – et deux polluants particulaires que sont les  $\text{PM}_{2,5}$  et les  $\text{PM}_{10}$ . L'objectif de ce chapitre est de fournir une connaissance de ces polluants d'une part, et d'explorer la relation qui existe entre les niveaux d'exposition à ces polluants et les caractéristiques de l'environnement routier d'autre part. Nous avons utilisé la même méthode de modélisation, c'est-à-dire la méthode de régression (GAMAR), afin de faciliter la comparaison des résultats de la modélisation du bruit avec ceux de la modélisation des polluants atmosphériques.

### 4.1. Résultats des analyses univariées et bivariées

Durant la collecte, les conditions météorologiques étaient les suivantes : aucune précipitation, une température moyenne de 30 °C (écart-type = 1,0; premier et troisième quartile = 30-31), une humidité moyenne de 77,1 % (écart-type = 5,1; Q1-Q3 = 75-79), une vitesse du vent moyenne de 11 km/h (écart-type = 4,5; Q1-Q3 = 7-15), une pression atmosphérique moyenne de 1008 hPa (écart-type = 1,5; Q1-Q3 = 1007,7-1009,7). En raison de leurs très faibles variabilités, la température et la pression atmosphérique ne sont pas introduites dans les modèles bayésiens. De plus, la température a une très forte corrélation avec l'humidité ( $r = 0,90$ ), ce qui aurait généré de la multicolinéarité excessive dans les modèles.

À titre de rappel, chaque participant était équipé de deux paires d'appareils Aeroqual : l'une mesurant le  $\text{NO}_2$ , l'autre les matières particulaires ( $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ). La corrélation des capteurs deux à deux pour chaque participant et les graphiques en ligne sont reportés à la figure 28. D'une part, les corrélations sont très fortes (entre 0,82 et 0,97). D'autre part, la juxtaposition des courbes des capteurs deux à deux est relativement bonne, indiquant que les capteurs ont enregistré des niveaux de concentration similaires. Par conséquent, pour chaque segment, nous avons calculé la valeur moyenne des deux capteurs, puisque l'un ou l'autre peut systématiquement sur ou sous-estimer légèrement la concentration du polluant mesuré ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  ou  $\text{PM}_{10}$ ). Les analyses statistiques subséquentes sont donc réalisées à partir de ces valeurs moyennes des capteurs deux à deux par participant.



**Figure 28.** Corrélation des valeurs mesurées par les capteurs des participants

Les niveaux des polluants enregistrés à Abidjan présentent des moyennes de  $91,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{NO}_2$ , de  $23,3$  et  $90,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour respectivement les  $\text{PM}_{2,5}$  et les  $\text{PM}_{10}$  (tableau 15). Ces valeurs sont largement supérieures aux valeurs moyennes sur 24 heures recommandées par l'Organisation mondiale de la Santé, soit respectivement de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{NO}_2$ , le  $\text{PM}_{2,5}$  et le  $\text{PM}_{10}$  (OMS 2022).

Finalement, le ratio entre les  $\text{PM}_{2,5}$  et les  $\text{PM}_{10}$  s'élève en moyenne à  $0,30$ . Tel que rapporté par Arku et al. (2008), un ratio inférieur à  $0,5$  est typique des villes des Suds et s'explique par la présence des matières particulaires grossières en suspension provenant notamment des routes non pavées.



**Tableau 15.** Statistiques descriptives pour les polluants atmosphériques (n = 4 212)

Statistique	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Ratio PM <sub>2,5</sub> /PM <sub>10</sub>
Percentiles				
5	26,6	9,3	25,8	0,14
10	30,8	11,0	32,1	0,17
25	53,8	14,2	48,1	0,22
50	81,2	18,7	66,6	0,28
75	116,5	26,9	101,0	0,37
90	162,1	39,4	163,5	0,46
95	195,9	50,7	240,0	0,53
Moyenne	91,4	23,3	90,6	0,30
Écart-type	57,4	16,9	83,9	0,12

Les valeurs de corrélations de Pearson calculées entre les trois polluants sont toutes significatives ( $p < 0,001$ ). Sans surprise, elles sont très fortement positives entre les deux polluants particulaires (0,70 entre PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>). Ce résultat corrobore ceux d'Arku et al. (2008) qui rapportaient des corrélations de 0,60 à 0,89 pour quatre sites fixes à Accra (Ghana). Ces valeurs sont toutefois bien plus faibles entre ces deux polluants et le NO<sub>2</sub> (respectivement 0,270 et 0,200). Olajire, Azeez et Oluyemi (2011) avaient d'ailleurs trouvé une corrélation plus élevée (0,456) entre le NO<sub>2</sub> et les PM<sub>10</sub> avec neuf sites fixes à Abuja (Nigéria).

Cela renforce la pertinence de mesurer simultanément des polluants particulaires et gazeux puisque leurs distributions spatiales semblent bien différentes à Abidjan, ce qui pourra être validé ultérieurement avec les prédictions des modèles bayésiens.

Par ailleurs, la moyenne du ratio entre PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> est de 0,30, ce ratio est faible.

## 4.2. Résultats des modèles bayésiens

### 4.1.1. Qualité d'ajustement des modèles

Pour évaluer la performance des modèles, pour chacun des trois polluants, nous avons réalisé un premier modèle avec uniquement les variables explicatives et un second en incluant aussi les variables de contrôle. L'analyse des valeurs des R<sup>2</sup> bayésiens et d'AIC (tableau 16) permet de formuler deux constats intéressants. Premièrement, pour les modèles complets, les valeurs des R<sup>2</sup> bayésiens sont bien plus élevées pour le NO<sub>2</sub> que les PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub> (0,696 contre 0,451 et 0,425). Deuxièmement, les variables explicatives jouent un rôle important puisque les valeurs des R<sup>2</sup> bayésiens sont toutes non négligeables pour les modèles sans les

variables de contrôle (respectivement 0,230, 0,182 et 0,111 pour le NO<sub>2</sub>, les PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub>). Ces résultats démontrent que les microenvironnements (routiers et localisations géographiques) ont des effets significatifs sur les niveaux de pollution mesurés.

**Tableau 16.** Qualité d'ajustement des modèles bayésiens pour les polluants atmosphériques

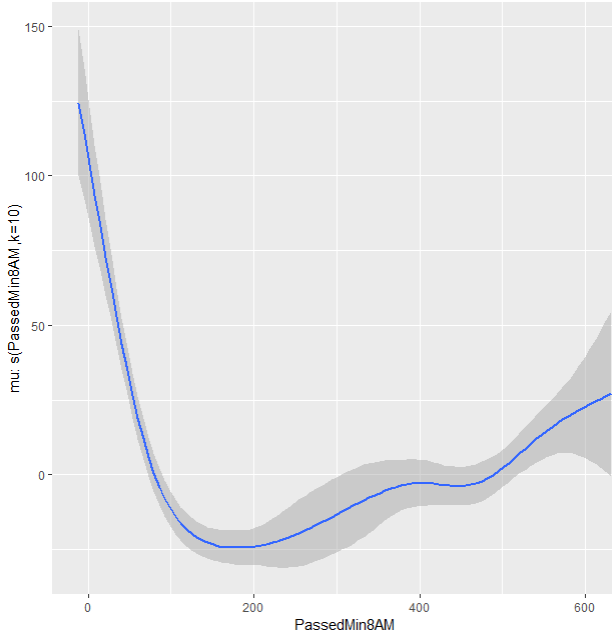
Modèle	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	
	Valeur	IC 95 % <sup>a</sup>	Valeur	IC 95 % <sup>a</sup>	Valeur	IC 95 % <sup>a</sup>
Modèle avec uniquement les variables explicatives						
R <sup>2</sup> bayésien	0,230	[0,21 0,246]	0,182	[0,166 0,199]	0,111	[0,099 0,125]
WAIC	43 677		30 117		42 790	
Modèle complet incluant les variables explicatives et de contrôle						
R <sup>2</sup> bayésien	0,696	[0,68 0,703]	0,451	[0,436 0,467]	0,425	[0,405 0,448]
WAIC	39 673		27 647		39 828	

#### 4.2.2. Variables de contrôle

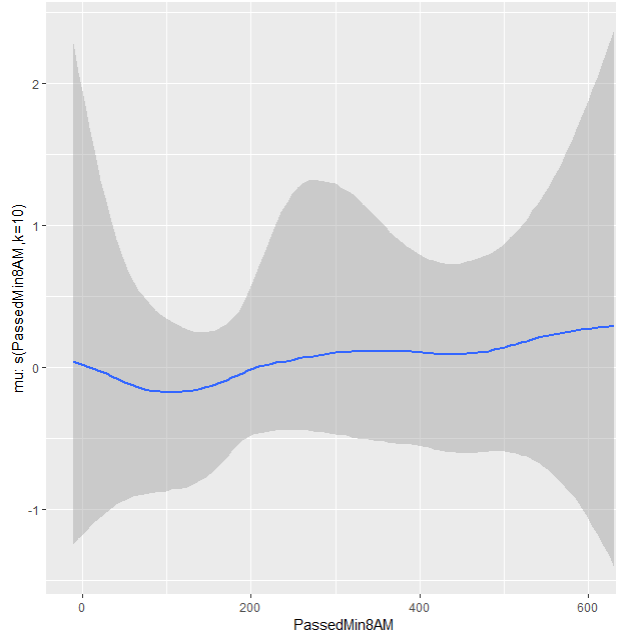
Les résultats des trois modèles bayésiens sont présentés au tableau 17.

Les coefficients de régression de la vitesse du vent sont négatifs, indiquant qu'elle contribue à la dispersion des trois polluants; le coefficient n'est toutefois pas significatif pour le NO<sub>2</sub>. L'effet de l'humidité est plus contrasté : non significatif pour le PM<sub>2,5</sub>, négatif et significatif pour le PM<sub>10</sub> et étonnamment positif et significatif pour le NO<sub>2</sub>.

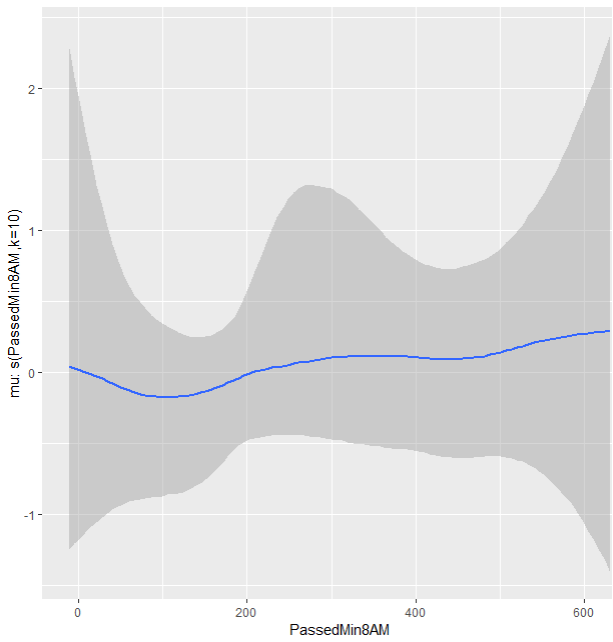
L'effet du jour de la semaine est significatif puisque certaines journées sont marquées par des niveaux de concentration plus faibles ou plus fortes, toutes choses étant égales par ailleurs. Il n'est pas nécessaire d'analyser en détail ces coefficients puisque les différences entre les journées ne s'appliquent qu'à la période de collecte et ne peuvent être généralisées à l'ensemble de l'année. Aussi, peu de coefficients sont significatifs pour les participants alors que l'effet du moment de la journée est très important pour le dioxyde d'azote et beaucoup moins pour les PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub> (figure 29). Quoi qu'il en soit, l'introduction de l'ensemble des variables de contrôle dans les modèles permet d'obtenir des coefficients non biaisés pour les variables explicatives.



**NO<sub>2</sub>**



**PM<sub>2,5</sub>**



**PM<sub>10</sub>**

**Figure 29.** Effet du moment de la journée pour les polluants atmosphériques

**Tableau 17.** Résultats des modèles bayésiens pour les polluants atmosphériques

Modèle	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	
	Coef. a	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>	Coef. <sup>a</sup>	IC 95 % <sup>a</sup>
<b>Effets linéaires</b>						
Constante	<b>92,63</b>	[80,19 105,14]	<b>16,66</b>	[14,20 19,16]	<b>71,79</b>	[64,11 79,57]
Vitesse du vent (km/h) <sup>1</sup>	-0,34	[-1,19 0,51]	<b>-0,16</b>	[-0,30 -0,02]	<b>-0,68</b>	[-1,15 -0,22]
Humidité centrée <sup>b,1</sup> (%)	<b>1,20</b>	[0,41 1,96]	-0,04	[-0,14 0,06]	<b>-0,37</b>	[-0,69 -0,03]
2021-12-03 (vendredi) <sup>1</sup>	<b>7,30</b>	[0,19 14,37]	<b>-1,71</b>	[-3,15 -0,27]	<b>-14,22</b>	[-18,87 -9,52]
2021-12-04 (samedi) <sup>1</sup>	2,73	[-3,89 9,36]	<b>-1,84</b>	[-3,10 -0,62]	<b>-18,61</b>	[-22,41 -14,81]
2021-12-06 (lundi) <sup>1</sup>	Réf.		Réf.		Réf.	
2021-12-07 (mercredi) <sup>1</sup>	-2,87	[-9,06 3,40]	<b>2,31</b>	[1,08 3,53]	<b>10,57</b>	[6,53 14,61]
2021-12-09 (jeudi) <sup>1</sup>	2,61	[-3,08 8,29]	<b>2,43</b>	[1,26 3,62]	<b>3,96</b>	[0,17 7,70]
021-12-10 (vendredi) <sup>1</sup>	<b>-10,39</b>	[-17,57 -3,21]	<b>7,61</b>	[5,99 9,23]	<b>29,26</b>	[24,38 34,05]
Participant I <sup>1</sup>	Réf.		Réf.		Réf.	
Participant II <sup>1</sup>	-3,32	[-8,75 2,09]	-0,21	[-1,05 0,62]	<b>-4,45</b>	[-7,50 -1,37]
Participant III <sup>1</sup>	-2,38	[-7,21 2,49]	<b>4,51</b>	[3,73 5,28]	0,83	[-1,90 3,55]
Rue résidentielle (minute) <sup>2</sup>	Réf.		Réf.		Réf.	
Autoroute et voie rapide (min) <sup>2</sup>	<b>20,13</b>	[11,15 29,09]	<b>4,10</b>	[2,38 5,87]	<b>10,92</b>	[5,09 16,86]
Route primaire (min) <sup>2</sup>	<b>14,91</b>	[8,52 21,12]	<b>3,25</b>	[1,95 4,55]	<b>5,71</b>	[1,47 9,97]
Route secondaire (min) <sup>2</sup>	<b>13,10</b>	[9,20 16,89]	<b>2,31</b>	[1,53 3,07]	<b>6,03</b>	[3,52 8,54]
Route tertiaire (min) <sup>2</sup>	<b>14,65</b>	[11,76 17,49]	<b>2,30</b>	[1,67 2,91]	<b>4,42</b>	[2,27 6,55]
Route d'accès (service) (min) <sup>2</sup>	1,80	[-2,83 6,47]	<b>3,42</b>	[1,24 5,60]	1,98	[-2,51 6,54]
Rue non classifiée (min) <sup>2</sup>	1,56	[-2,58 5,69]	0,22	[-1,05 1,46]	-0,83	[-4,30 2,66]
Route non asphaltée (min) <sup>2</sup>	<b>-3,47</b>	[-5,81 -1,17]	<b>-1,26</b>	[-1,82 -0,70]	<b>-4,53</b>	[-6,54 -2,50]
Vitesse du cycliste (km/h) <sup>2</sup>	-0,14	[-0,29 0,01]	<b>-0,08</b>	[-0,11 -0,04]	<b>-0,51</b>	[-0,62 -0,40]
Feu de circulation (n) <sup>2</sup>	0,40	[-0,26 1,07]	0,03	[-0,12 0,17]	-0,06	[-0,48 0,35]
<b>Effets non linéaires (splines)</b>						
Minutes écoulées depuis 8 h <sup>1</sup>	<b>198,96</b>	[113 338]	<b>2,42</b>	[0,07 9,60]	<b>3,13</b>	[0,09 12,20]
Distance à la route majeure (m) <sup>2</sup>	<b>10,62</b>	[0,17 47,69]	<b>2,59</b>	[0,10 8,17]	<b>3,34</b>	[0,09 14,41]
Coordonnées géo. (x,y) <sup>2</sup>	<b>11,19</b>	[0,56 31,76]	<b>14,11</b>	[10,56 18,68]	<b>66,90</b>	[48,19 90,89]
<b>Termes autorégressifs<sup>1</sup></b>						
AR[1] <sup>1</sup>	<b>0,70</b>	[0,67 0,73]	<b>0,51</b>	[0,48 0,54]	<b>0,54</b>	[0,51 0,58]
AR[2] <sup>1</sup>	<b>-0,07</b>	[-0,10 -0,03]	<b>-0,07</b>	[-0,10 -0,04]	<b>-0,06</b>	[-0,08 -0,04]
AR[3] <sup>1</sup>	<b>0,11</b>	[0,08 0,14]	<b>0,05</b>	[0,03 0,08]	<b>0,05</b>	[0,03 0,07]

Tous les paramètres ont une valeur de Rhat égale à 1, indiquant une très bonne convergence des modèles et une bonne juxtaposition des quatre chaînes. Les valeurs des coefficients en gras sont significatives au seuil de 5 %.

<sup>a</sup> Coef. et IC 95 % : coefficient de régression et intervalle de confiance à 95 %.

<sup>b</sup> L'humidité a été centrée sur sa moyenne (77,1 %) afin de ne pas affecter la valeur de la constante.

<sup>1</sup> Variable de contrôle, <sup>2</sup> variable explicative

#### 4.2.3. Variables explicatives

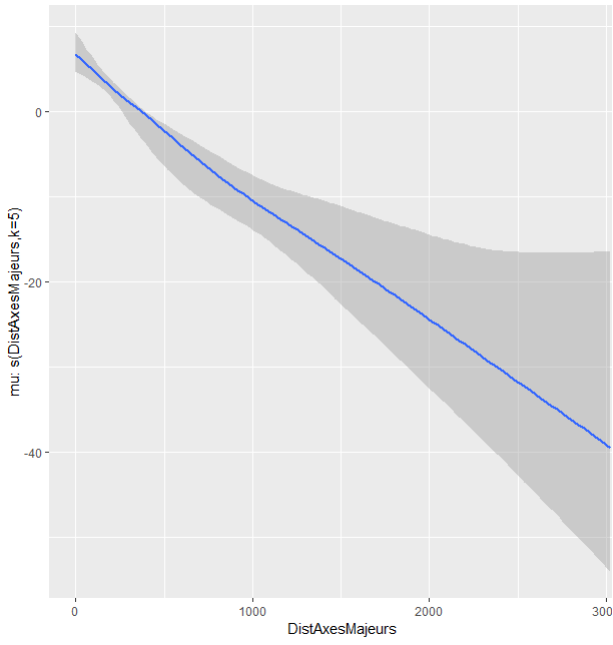
D'emblée, l'effet du type d'axe sur les niveaux de polluants enregistrés est extrêmement important. Comparativement à une rue résidentielle, circuler durant une minute sur une autoroute ou une voie express, une route primaire, une route secondaire et une route tertiaire fait augmenter significativement l'exposition au NO<sub>2</sub> (respectivement 20,13, 14,91, 13,10 et 14,65 µg/m<sup>3</sup>), mais

aussi aux  $PM_{2,5}$  (respectivement 4,10, 3,25, 2,31 et 2,30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et aux  $PM_{10}$  (respectivement 10,92, 5,71, 6,03 et 4,42  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

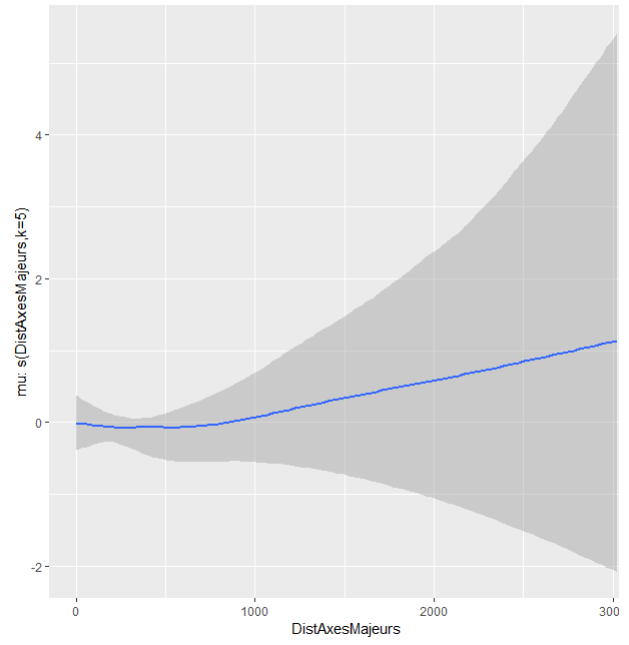
Les routes non asphaltées (terre ou sable) sont associées significativement avec une diminution des trois polluants (respectivement -3,47, -1,26 et -4,53 pour le  $\text{NO}_2$ , les  $PM_{2,5}$  et les  $PM_{10}$ ). Cette situation pourrait s'expliquer par des volumes de trafic et une vitesse des véhicules beaucoup plus limités sur ces tronçons.

La vitesse du cycliste, que nous avons associée hypothétiquement à des niveaux de trafic routier plus faibles, fait bien diminuer l'exposition aux trois polluants, alors que le nombre de feux de circulation n'est pas significatif.

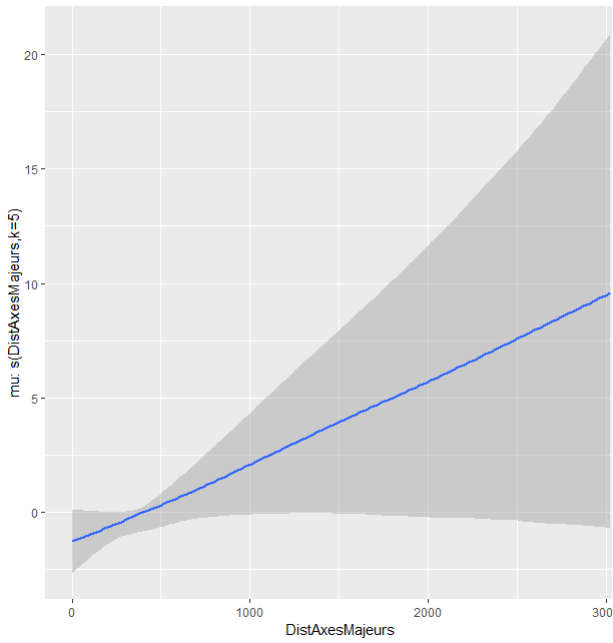
Concernant les effets non linéaires des variables explicatives, celui de la distance à l'axe majeur le plus proche est particulièrement important pour le dioxyde d'azote, contrairement aux deux autres polluants (figure 30). En revanche, la localisation géographique a un effet très important sur les trois polluants, signalant que, toutes choses étant égales par ailleurs, les mesures collectées sont bien plus fortes dans certains secteurs de la ville que d'autres (figures 31 à 33).



**NO<sub>2</sub>**

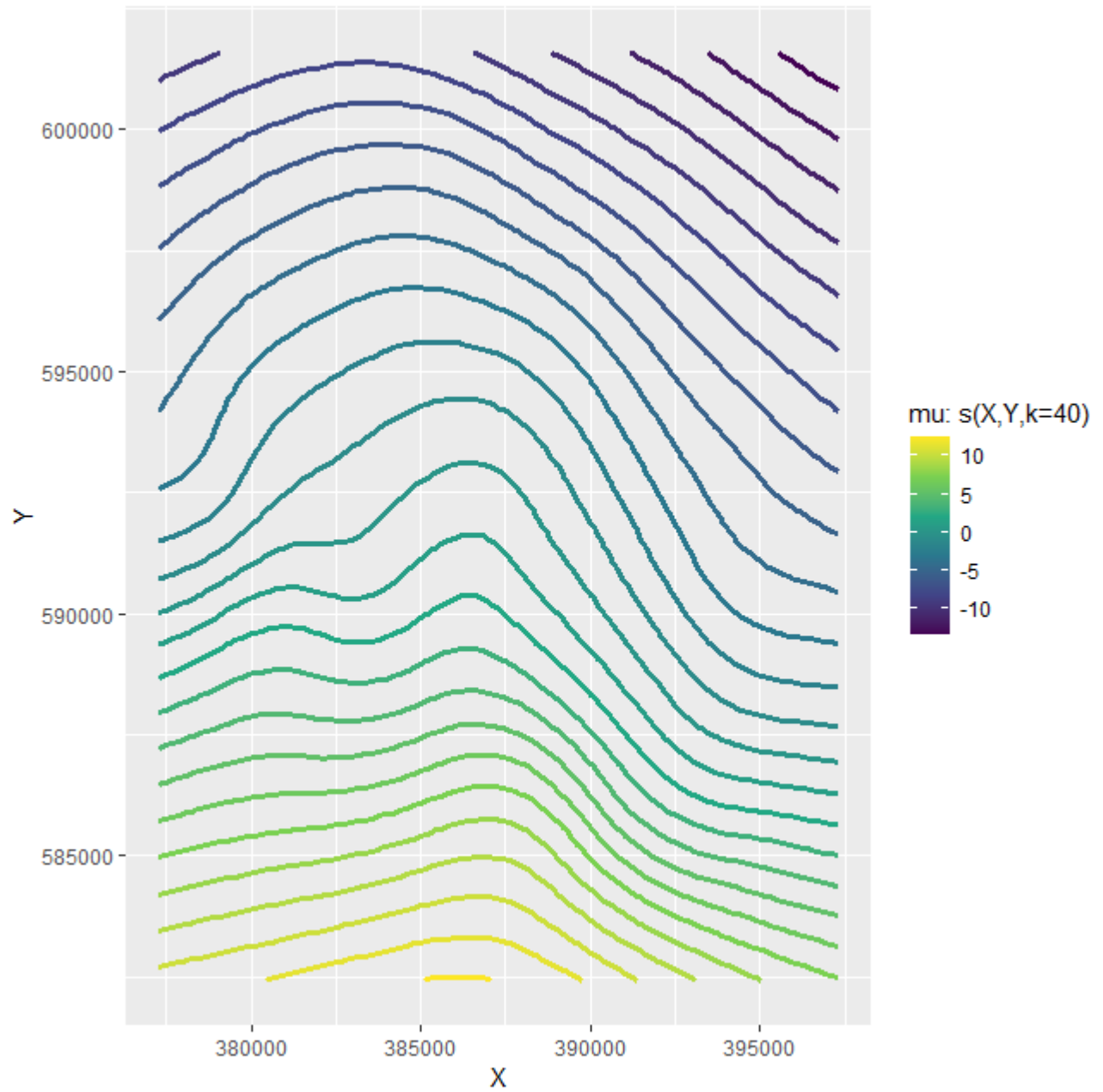


**PM<sub>2,5</sub>**

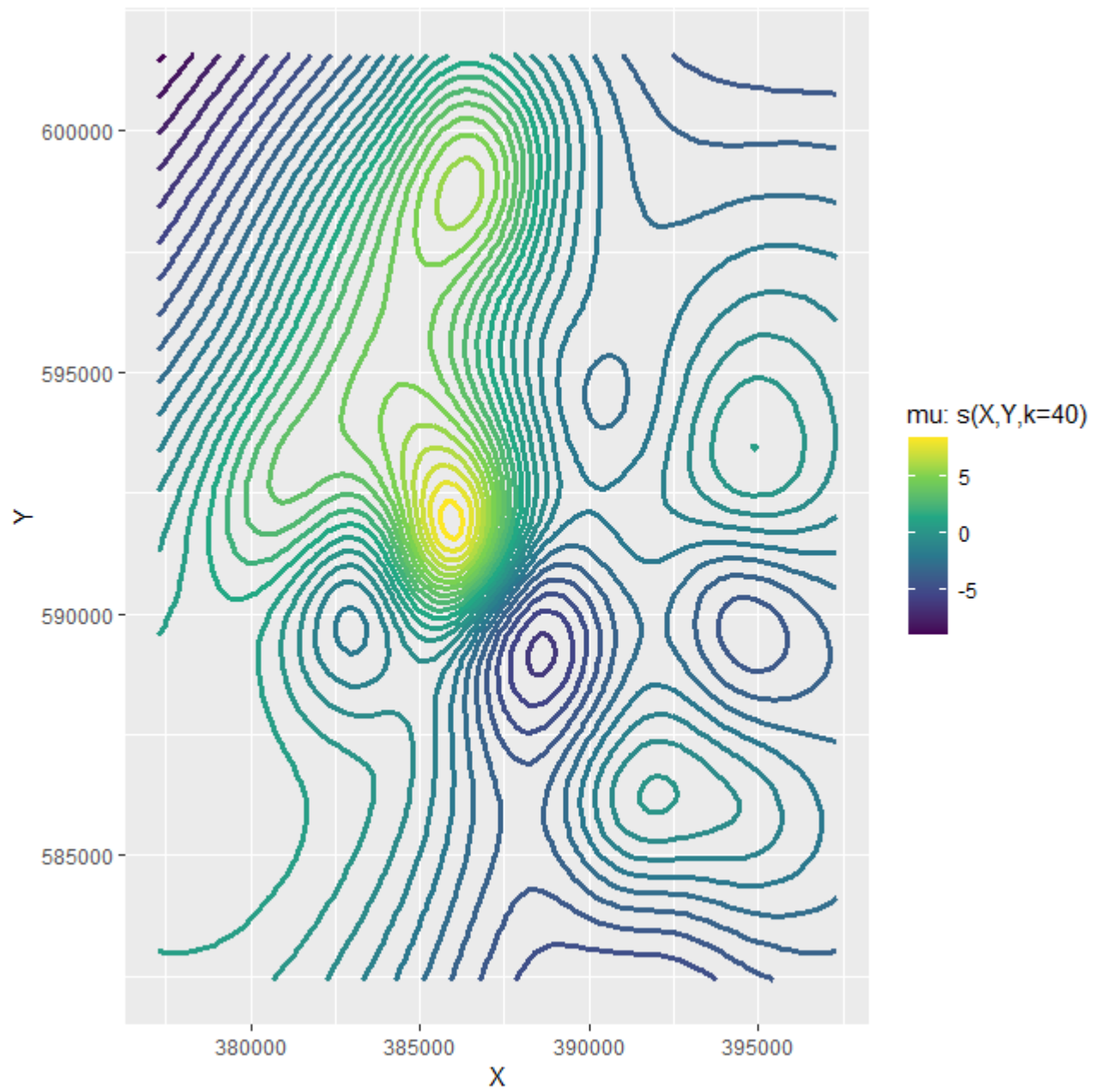


**PM<sub>10</sub>**

**Figure 30.** Effet de la distance à l'axe majeur le plus proche

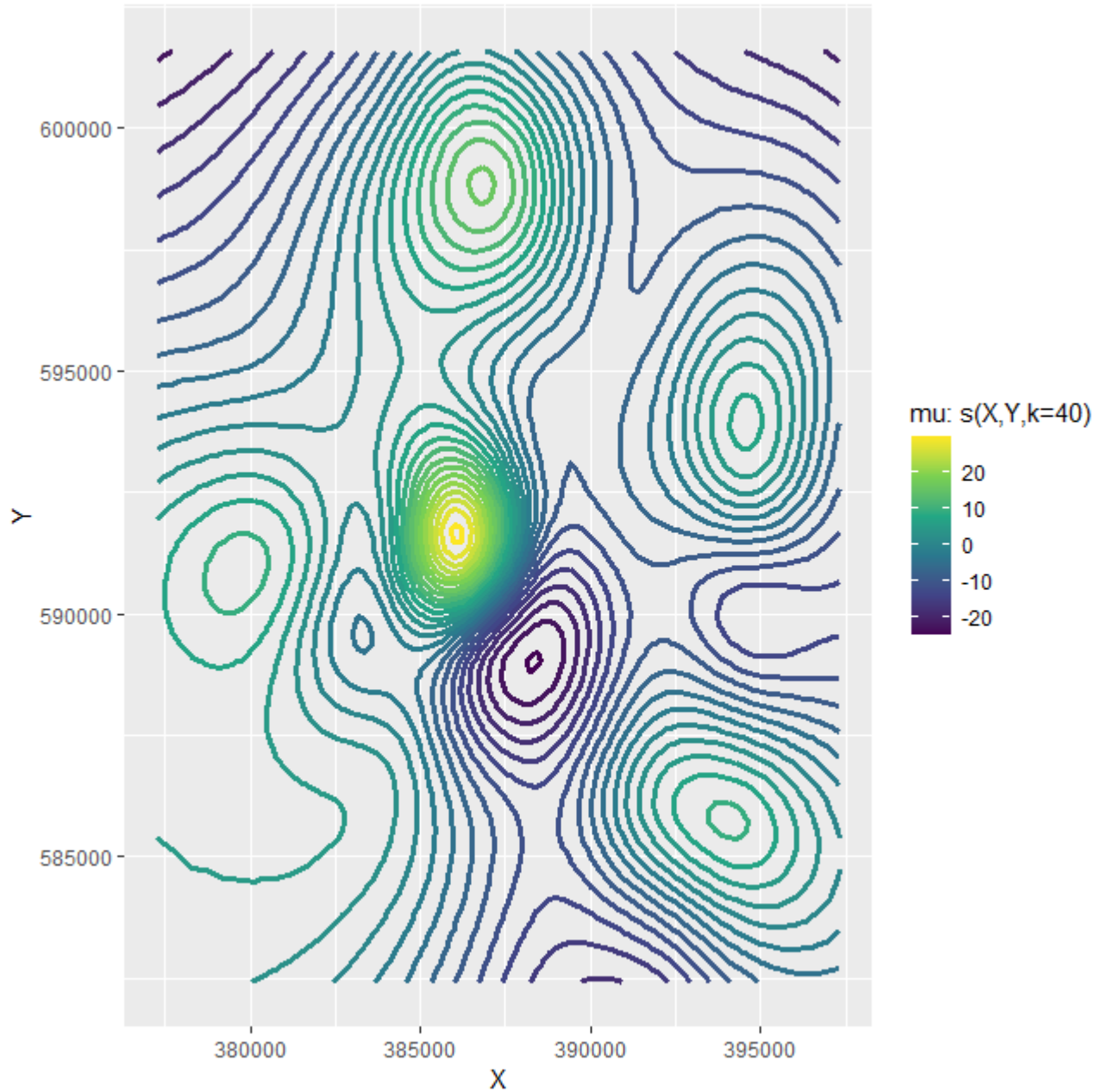


**Figure 31.** Effet de la localisation géographique pour le NO<sub>2</sub> (*spline* bivariée)



**Figure 32.** Effet de la localisation géographique pour les PM<sub>2.5</sub> (*spline* bivariée)





**Figure 33.** Effet de la localisation géographique pour les  $PM_{10}$  (*spline* bivariable)

### 4.3. Production des cartes des polluants

À partir des équations des trois modèles bayésiens, nous pouvons prédire les niveaux d'exposition au  $NO_2$ , aux  $PM_{2,5}$  et aux  $PM_{10}$  pour les tronçons routiers d'OSM de l'ensemble du territoire d'étude. En effet, pour chaque tronçon, nous connaissons les valeurs des variables explicatives des modèles : le type d'axe (autoroute ou voie express, route primaire, etc.), la

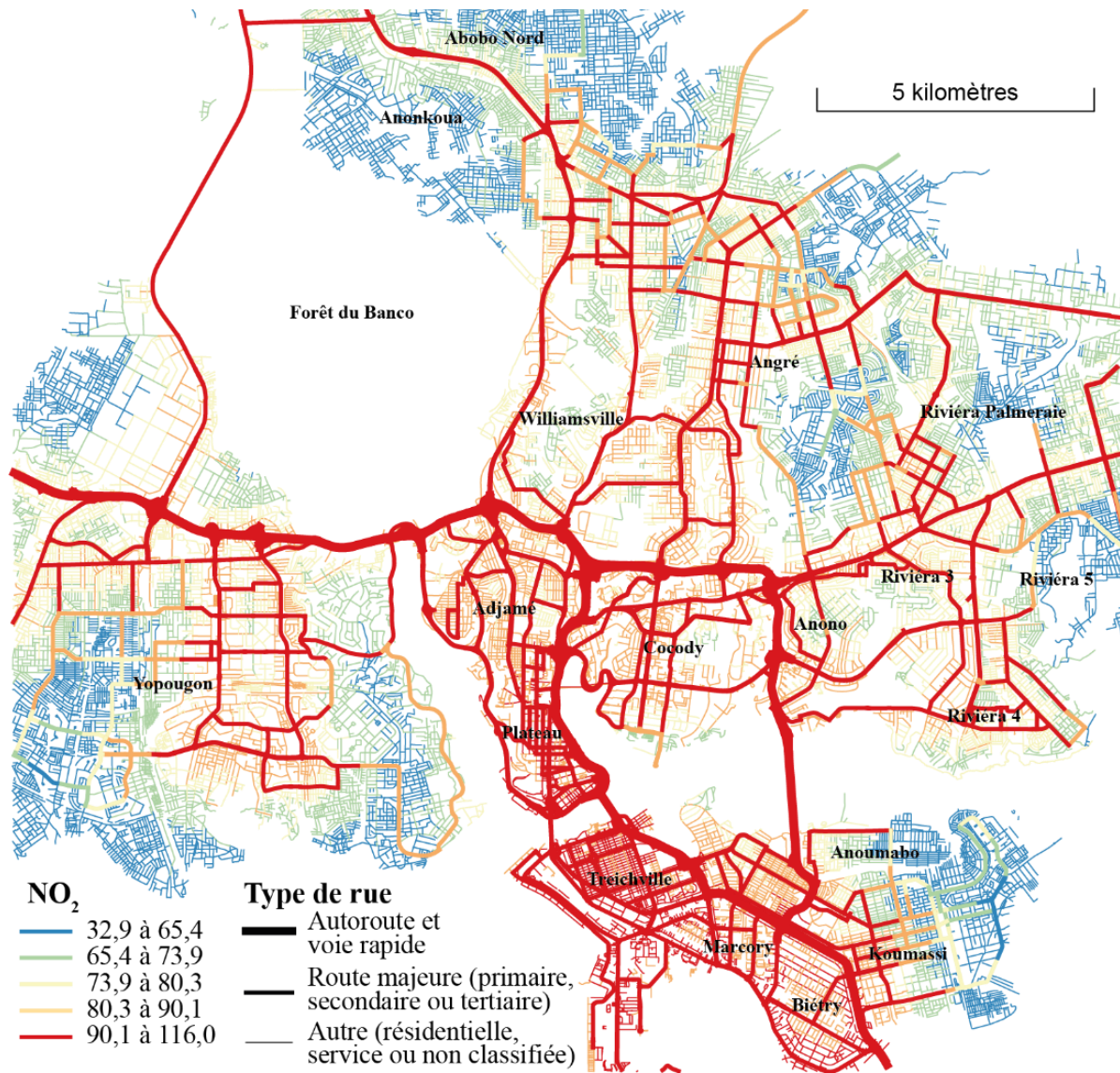
distance euclidienne à une route majeure, le nombre de feux de circulation situés dans une zone tampon de 20 mètres, le revêtement (asphaltée ou non) et les coordonnées géographiques. Quant aux valeurs des variables de contrôle, elles ont été fixées comme suit : le lundi 6 décembre (journée de référence), 90 pour le nombre de minutes écoulées depuis 8 h (soit 9 h 30), une vitesse du vent à 10 km/h, une humidité à 77,1 % (soit la valeur moyenne durant la collecte) et une vitesse du cycliste à 10 km/h.

Les cartes d'exposition aux trois polluants sont présentées aux figures 34 à 36, avec une discrétisation en cinq classes selon les quintiles afin de faciliter la comparaison des cartes entre elles (Béguin et Pumain 2017).

Les valeurs prédites de la carte d'exposition au NO<sub>2</sub> varient de 32,9 à 116,0, avec une moyenne de 77,0 µg/m<sup>3</sup> (figure 34). Les niveaux les plus élevés s'observent sur les grands axes (traits épais rouges). La carte révèle aussi des variations spatiales importantes : les valeurs les plus fortes sont localisées dans les communes centrales et méridionales (Adjamé, Plateau, Cocody, Treichville, Marcory et Biétry) et les plus faibles dans les communes périphériques (Yopougon, Abobo, Anoumabo, Riviéra 5 et Riviéra Palmeraie), surtout dans les rues résidentielles. Ainsi, la distribution spatiale du dioxyde d'azote est très reliée au trafic routier, c'est-à-dire sur les grands axes et dans les secteurs du centre et du sud où la congestion routière est importante.

Les cartes d'exposition potentielle aux deux polluants particuliers sont très semblables (figures 35 et 36), sauf pour les communes Koumassi, Anoumabo et Yopougon avec de faibles valeurs pour les PM<sub>2,5</sub>, mais fortes pour les PM<sub>10</sub>. Pour les deux cartes, les valeurs prédites varient de 12,1 à 30,8 pour les PM<sub>2,5</sub> et de 29,6 à 93,0 pour les PM<sub>10</sub> avec des moyennes de respectivement de 18,2 et de 55,0 µg/m<sup>3</sup>. Les secteurs de la ville avec les prédictions les plus fortes de PM<sub>2,5</sub> et de PM<sub>10</sub> (supérieures à 18 et 57 µg/m<sup>3</sup>) sont situés dans les communes socialement défavorisées d'Adjamé, de Yopougon et d'Abobo avec une forte densité populationnelle et des rues résidentielles en terre ou en sable, source majeure de poussière ambiante. À l'inverse, les communes aisées de Cocody, de Plateau et de Treichville affichent les valeurs de prédiction les plus faibles (16 et 45 µg/m<sup>3</sup>), très souvent inférieures aux seuils recommandés de l'OMS.

En résumé, les prédictions de trois modèles pour l'ensemble de la ville révèlent une géographie du dioxyde d'azote bien différente de celles des matières particulaires.



**Figure 34.** Carte de prédiction de l'exposition au NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>)

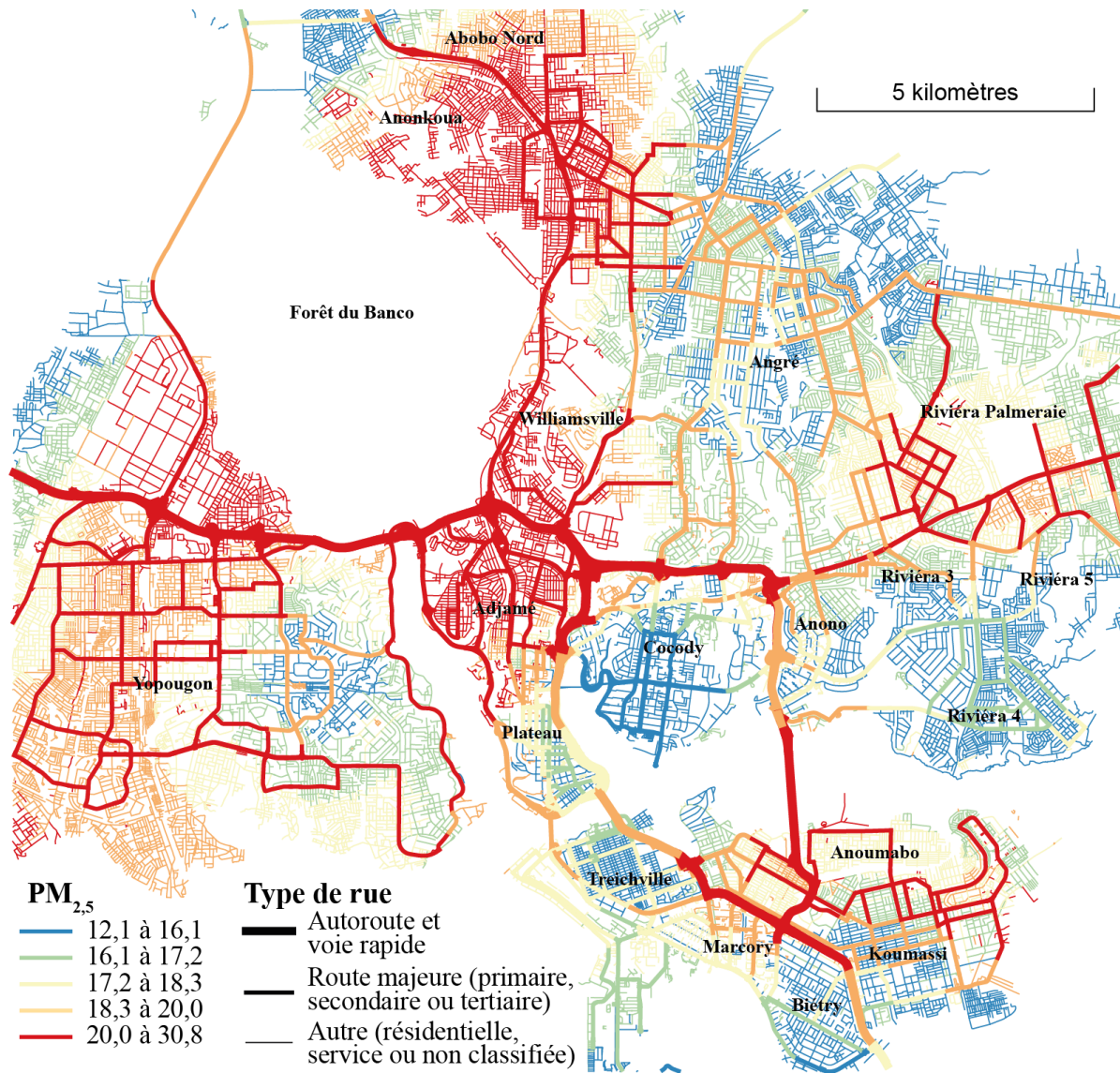
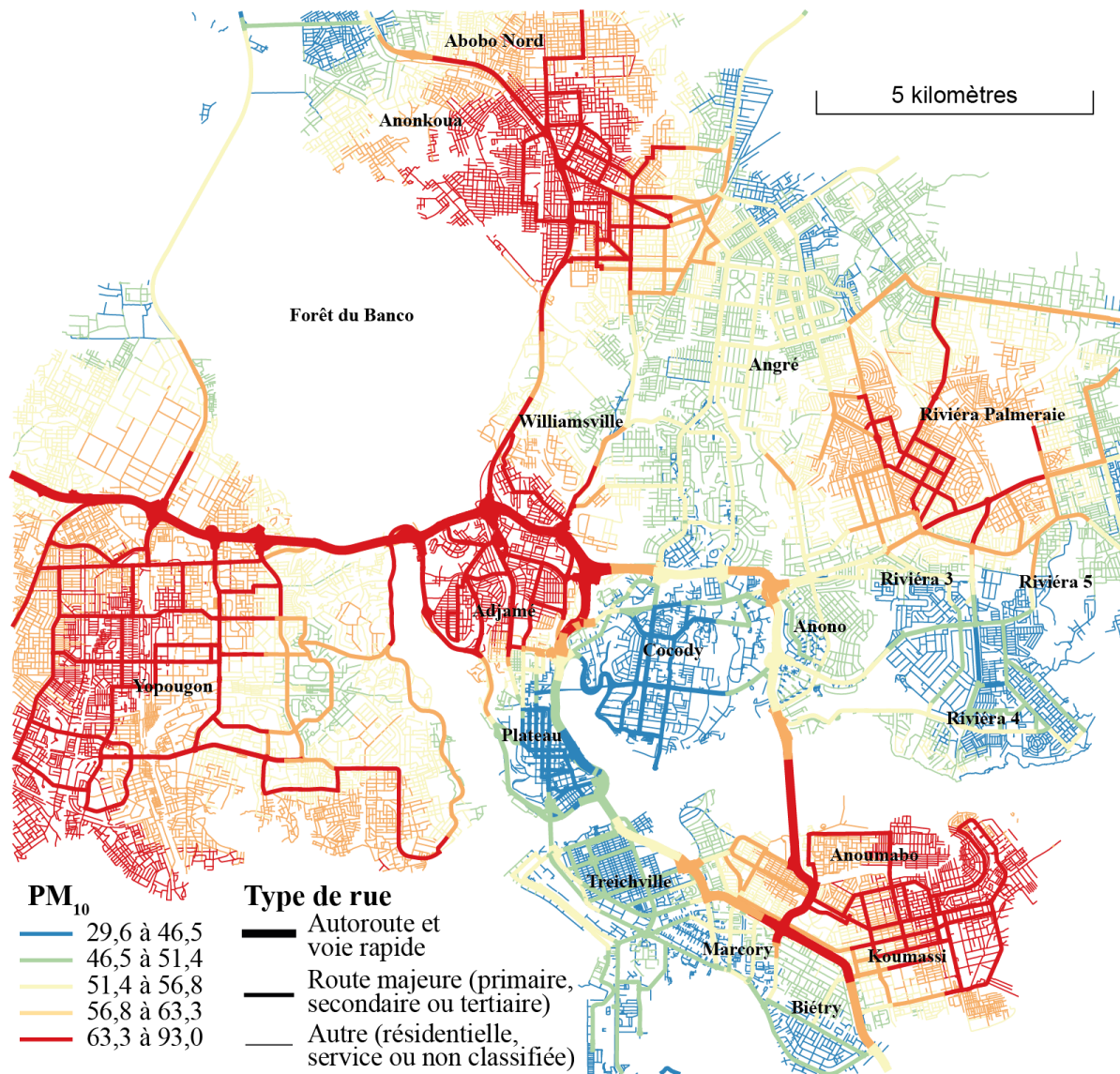


Figure 35. Carte de prédiction de l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>)





**Figure 36.** Carte de prédiction de l'exposition aux PM<sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

#### 4.4 Conclusion

La collecte mobile extensive réalisée avec des vélos instrumentés de plusieurs capteurs de pollution de l'air à faible coût a révélé des niveaux élevés de dioxyde d'azote et de matières particulaires à Abidjan. Les valeurs moyennes de concentration du NO<sub>2</sub>, des PM<sub>2,5</sub> et des PM<sub>10</sub> sont respectivement de 91,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 23,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 90,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant la période de collecte. Les résultats des modèles bayésiens ont montré les effets importants des types d'axes routiers et de la localisation géographique sur les niveaux de ces trois polluants. Aussi, les prédictions de ces modèles bayésiens ont permis la production de cartes d'exposition à ces trois polluants pour

l'ensemble du réseau routier d'Abidjan. Or, ces cartes révèlent des distributions spatiales différentes d'un polluant à l'autre.

## CHAPITRE 5 : CLASSIFICATION DE L'ENVIRONNEMENT ROUTIER

Les deux derniers chapitres ont permis de révéler les distributions spatiales de différents polluants sonores et atmosphériques dans la ville d'Abidjan. L'objectif de ce dernier chapitre de résultat est de proposer une classification de l'environnement routier de la ville en fonction de ces différents polluants. Pour ce faire, nous réalisons préalablement une analyse bivariée des données afin d'analyser les associations existantes entre nos différentes variables. Puis, nous réalisons une classification *k-means* (Han, Kamber et Pei 2012; Celebi, Kingravi et Vela 2013; Rahman et Islam 2014; Ahmed, Seraj et Islam 2020; Ay et al. 2023) afin de trouver les différents groupes de classe de notre espace d'étude. Pour finir, nous proposons une analyse exploratoire de diagnostic d'équité environnementale.

### 5.1. Analyses exploratoires bivariées

À titre de rappel, les différents modèles bayésiens ont été utilisés pour prédire les valeurs des niveaux des polluants atmosphériques et sonores pour les tronçons de rue de l'ensemble de la ville d'Abidjan, soit les cartes de prédiction. Avant de réaliser la classification de l'environnement routier, nous proposons d'explorer les données à l'aide de trois analyses bivariées, à savoir : 1) les corrélations entre les différents polluants pour les cartes de prédiction et 2) des analyses de variance entre les différents polluants (variables continues) et le type d'axes (variable nominale), 3) des tests *t* pour explorer la relation entre les différents polluants et le type de revêtement (variable dichotomique : asphaltée ou non).

#### 5.1.1. Corrélation entre les différents polluants pour les cartes de prédiction

Étant donné que les six descripteurs du bruit sont très fortement corrélés (voir le tableau 11 au chapitre 3), nous retenons uniquement l'indicateur de bruit le plus classique, soit le  $L_{Aeq,30s}$ , dans la matrice des corrélations entre les indicateurs de bruit et de pollution. À la lecture de cette matrice pour les quatre descripteurs de pollution ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ), plusieurs résultats méritent d'être avancés.

Premièrement, les valeurs sont toutes significatives ( $p < 0,001$ ) (tableau 18). Deuxièmement, bien qu'elles soient significatives et positives, les valeurs entre le  $L_{Aeq,30s}$  et les trois polluants de

l'air sont modérées avec les  $PM_{10}$  ( $r = 0,29, p < 0,001$ ) et le  $NO_2$  ( $r = 0,43, p < 0,001$ ), mais relativement élevée avec les  $PM_{2,5}$  ( $r = 0,66, p < 0,001$ ). Le fait que la corrélation entre le bruit et le  $NO_2$  soit faible peut s'expliquer par le fait que le bruit dépend des caractéristiques de l'environnement urbain immédiat (Gelb et Apparicio 2022), c'est-à-dire que plus on s'éloigne du bruit, moins on ressent les effets, ce qui n'est pas le cas du polluant gazeux qui peut se propager par l'action du vent.

Troisièmement, les corrélations entre le polluant gazeux et les deux polluants particulaires sont faibles. D'ailleurs, le dioxyde d'azote est positivement corrélé avec les  $PM_{2,5}$  ( $r = 0,17, p < 0,001$ ) et négativement avec les  $PM_{10}$  ( $r = -0,16, p < 0,001$ ). Tel que rapporté précédemment, la géographie du dioxyde d'azote est différente de celle des particules. Cependant, elle semble un peu plus proche de celle des  $PM_{2,5}$ . En effet, comme expliqué par Bahino et al. (2018) puis par Sylvain et al. (2020), en général, les polluants particulaires, surtout les particules les plus fines ( $PM_{2,5}$ ) sont issues de sources multiples d'une part et diverses et d'autre part facilement transportées et accumulées. Ainsi, comparativement aux  $PM_{10}$ , les  $PM_{2,5}$  ont une plus grande variabilité.

**Tableau 18.** Corrélation entre les polluants pour les cartes de prédiction

	$L_{Aeq,30s}$	$NO_2$	$PM_{2,5}$	$PM_{10}$
$L_{Aeq,30s}$	--	0,43	0,66	0,29
$NO_2$	0,43	--	0,17	-0,16
$PM_{2,5}$	0,66	0,17	--	0,80
$PM_{10}$	0,29	-0,16	0,80	--

Toutes les valeurs sont significatives à  $p < 0,001$ .

### 5.1.2. Indicateurs de polluants et types d'axes

Pour explorer la relation entre les variables continues des quatre indicateurs de pollution et les types d'axes routiers (variable qualitative nominale), nous avons réalisé des analyses de variance avec le test de Welch puisque les variances des groupes ne sont pas homogènes. Les valeurs des moyennes et des écarts-types des quatre polluants pour chacun des types d'axes routiers ainsi que les résultats de l'ANOVA et du test de Welch sont reportés au tableau 19. Aussi, des graphiques en violons sont utilisés pour visualiser la distribution des données selon les différents types d'axes routiers (figures 37 à 40).

Dans un premier temps, nous concluons que les résultats des analyses de variance à un facteur signalent que le type d'axe routier a un effet significatif sur les quatre polluants, surtout



pour le NO<sub>2</sub> (Welch(6, 3711) = 21 521, Eta<sup>2</sup> = 0,51) et le L<sub>Aeq,30s</sub> (Welch(6, 3711) = 4 634, Eta<sup>2</sup> = 0,33) et dans une moindre mesure pour les PM<sub>2,5</sub> (Welch(6, 3711) = 1 277, Eta<sup>2</sup> = 0,19) et les PM<sub>10</sub> (Welch(6, 3711) = 705, Eta<sup>2</sup> = 0,11).

Dans un second temps, pour les quatre polluants, les moyennes sont plus élevées pour trois types d'axes (autoroute ou voie rapide, route primaire et route secondaire) et systématiquement plus faibles pour les rues résidentielles, les axes de services et les routes non classifiées :

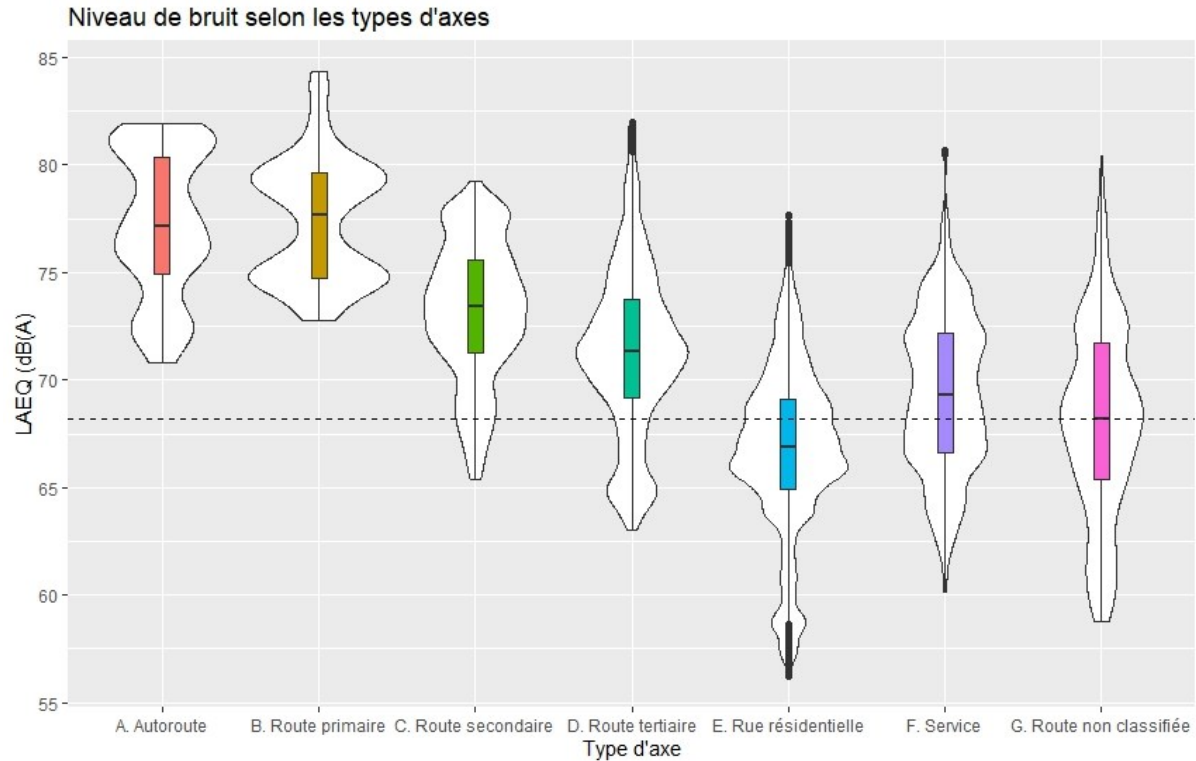
- Les valeurs moyennes de bruit sont de 77,2 et 77,5 dB(A) pour les autoroutes ou voies rapides et les routes primaires contre 66,7, 69,4 et 68,1 dB(A) pour les rues résidentielles et celles de service ou celles non classifiées.
- Les valeurs moyennes de dioxyde d'azote sont de 108,1 et 100,7 µg/m<sup>3</sup> pour les autoroutes ou voies rapides et les routes primaires contre à 70,2, 82,0 et 78,1 µg/m<sup>3</sup> pour les rues résidentielles et celles de service ou celles non classifiées.
- Les valeurs moyennes de PM<sub>2,5</sub> sont de 22,5 et 22,2 µg/m<sup>3</sup> pour les autoroutes ou voies rapides et les routes primaires comparativement à 17,5, 19,2 et 17,2 µg/m<sup>3</sup> pour les rues résidentielles et celles de service ou non classifiées.
- Les valeurs moyennes de PM<sub>10</sub> sont de 65,3 et 61,8 µg/m<sup>3</sup> pour les autoroutes ou voies rapides et les routes primaires comparativement à 55,7, 48,8 et 52,6 µg/m<sup>3</sup> pour les rues résidentielles et celles de service ou celles non classifiées (tableau 19).

**Tableau 19.** Analyse de variance entre les indicateurs de polluants et les types d'axes routiers

Type de rue	Moyennes et écart-type pour les quatre polluants			
	L <sub>Aeq,30s</sub>	NO <sub>2</sub>	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>
Autoroute ou voie rapide	77,2 (3,3)	108,1 (3,2)	22,5 (3,4)	65,3 (10,9)
Route primaire	77,5 (2,9)	100,7 (4,7)	22,2 (3,3)	61,8 (11,3)
Route secondaire	73,2 (3,2)	99,6 (5,5)	19,2 (2,8)	56,8 (10,3)
Route tertiaire	71,3 (4,0)	91,5 (10,2)	20,0 (2,8)	61,1 (11,2)
Rue résidentielle	66,7 (3,9)	70,2 (10,9)	17,5 (2,3)	55,7 (8,4)
Service	69,4 (3,6)	82,0 (9,1)	19,2 (2,7)	48,8 (9,6)
Route non classifiée	68,1 (4,5)	78,1 (12,8)	17,2 (2,5)	52,6 (8,7)
W(6, 3711)*	4 634	21 521	1 277	705
Eta <sup>2</sup>	0,33	0,51	0,19	0,11

Note : \* Puisque les variances des groupes sont dissemblables selon le test de Levene, le test de Welch (W) de l'ANOVA a été privilégié au test F de Fisher. Toutes les valeurs de W sont significatives (p = 0,000).

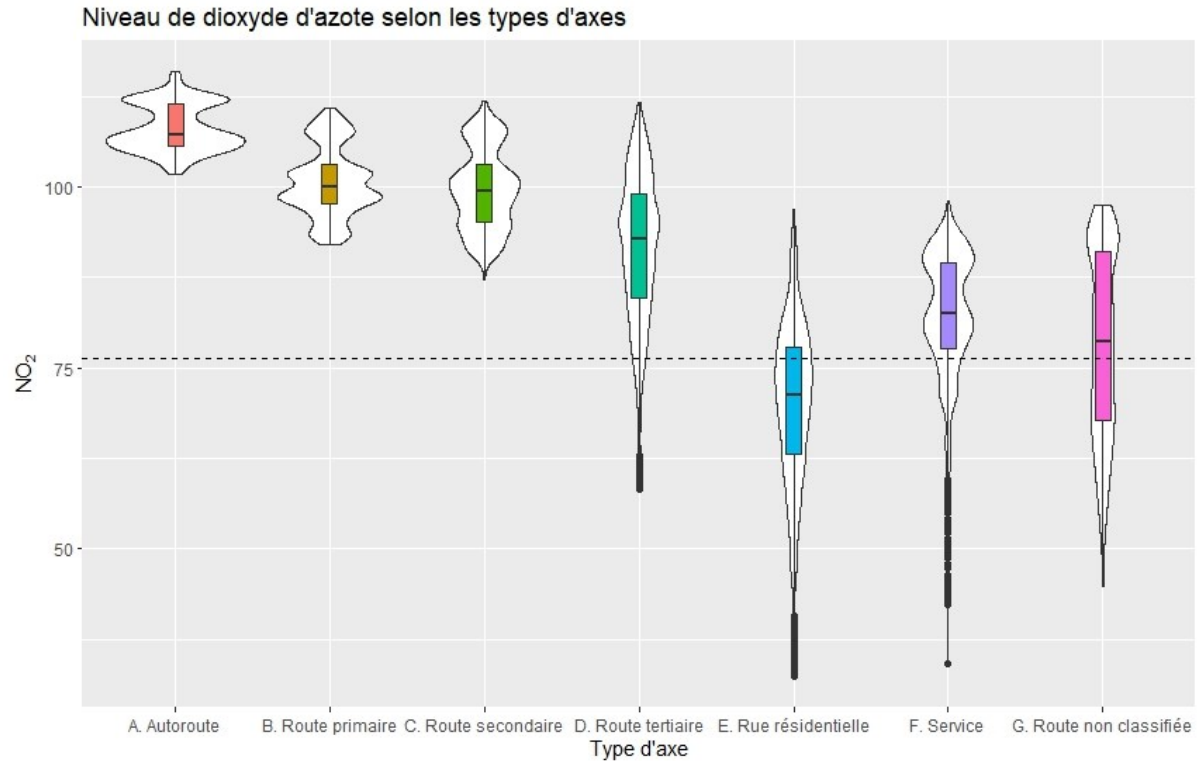
Les graphiques en violon permettent de visualiser clairement que les valeurs des observations des quatre premières catégories (autoroute ou voie rapide, route primaire, route secondaire et route tertiaire) sont presque toujours supérieures à celle de l'ensemble des observations (représentée par la ligne pointillée) contrairement à celles des rues résidentielles (figures 37 à 40).



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 37.** Graphiques en violon entre le  $L_{aeq30}$  et les types d'axes routiers

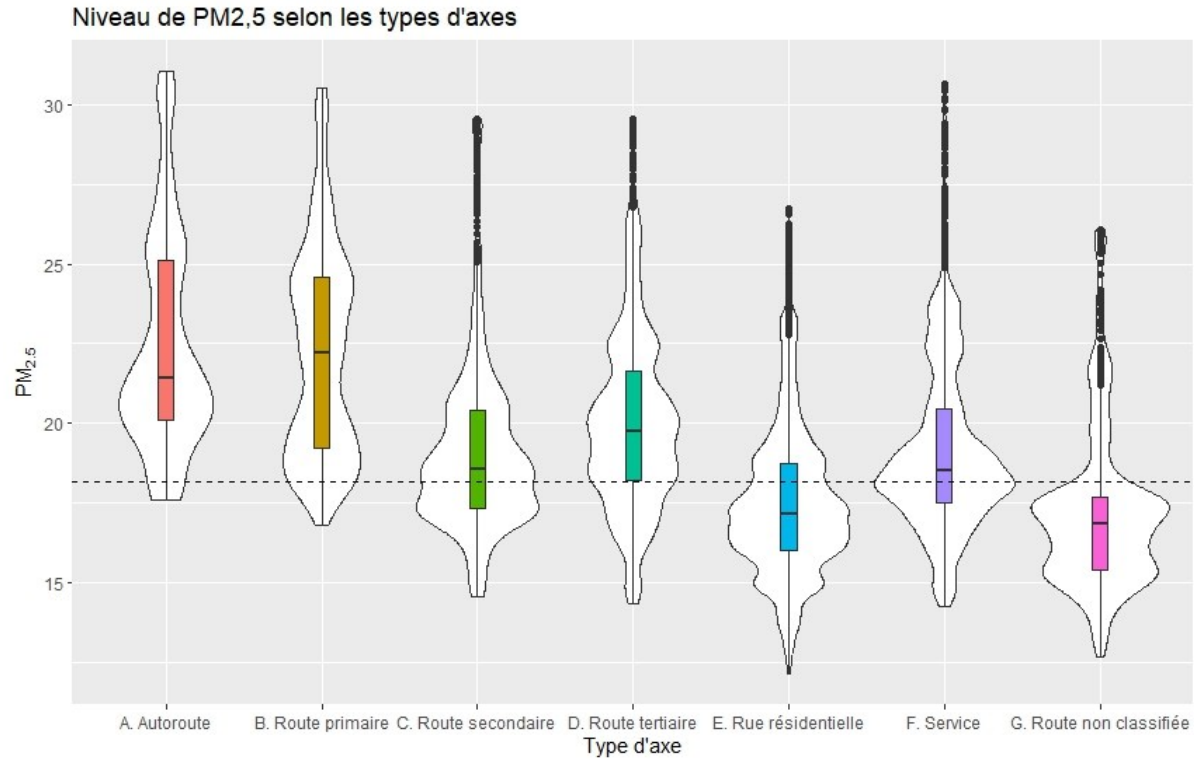
Pour le  $L_{Aeq,30s}$ , la médiane est plus élevée pour les routes primaires, ce qui indique que l'exposition sur ce type de routes est plus importante que sur les autres types. Aussi, le graphique montre que l'exposition au bruit est moins importante sur les rues résidentielles comparativement aux routes secondaires, tertiaires, de services et non classifiées. Fait non surprenant, elle est plus importante sur les routes primaires que les autres types de routes, ce qui indique l'importance de ce type de route, en raison notamment de la densité de la circulation et de la présence de feux de circulation sur celle-ci.



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 38.** Graphiques en violon entre le NO<sub>2</sub> et les types d'axes routiers

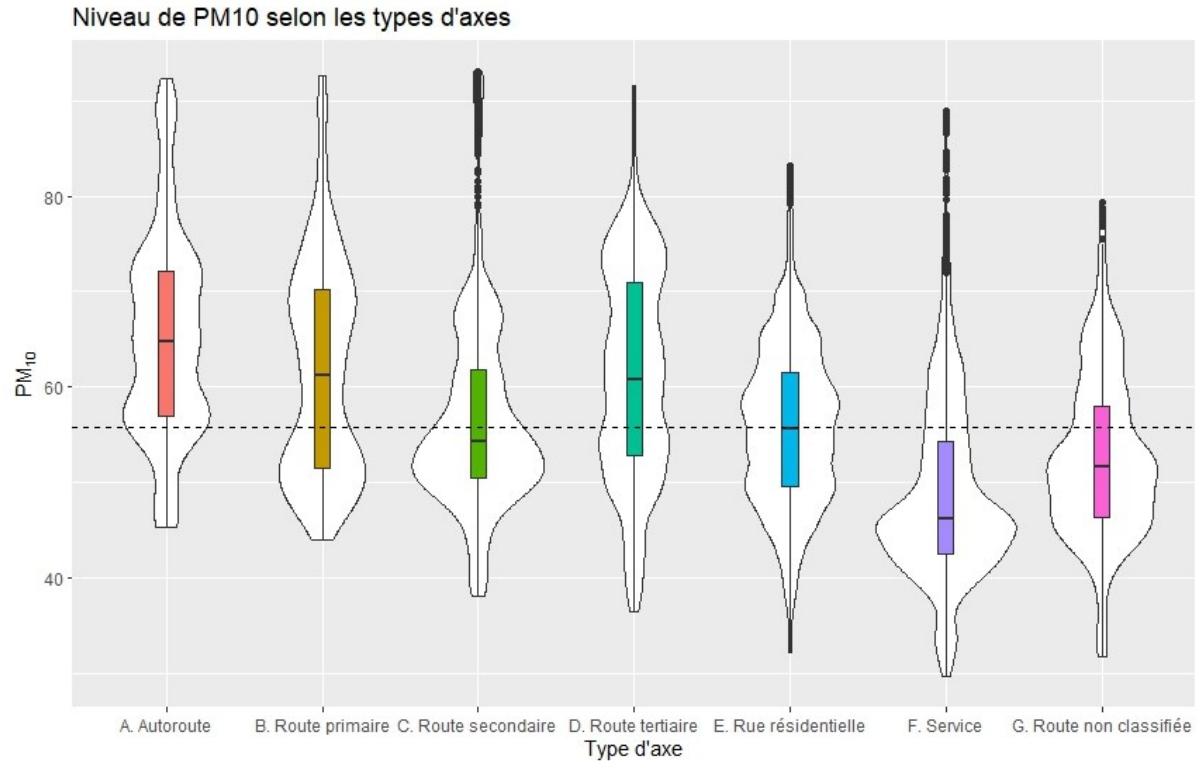
En ce qui concerne le NO<sub>2</sub>, contrairement au  $L_{Aeq,30s}$ , ici, la médiane est plus élevée pour les autoroutes ou voies rapides par rapport aux autres types de routes, ce qui indique que l'exposition y est plus importante. Aussi, elle est quasi identique pour les routes primaires et secondaires. Tout comme pour le  $L_{Aeq,30s}$ , les rues résidentielles présentent la plus faible médiane, donc la plus faible exposition.



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 39.** Graphiques en violon entre les PM<sub>2,5</sub> et les types d'axes routiers

Pour les PM<sub>2,5</sub>, les résultats démontrent qu'il existe des différences significatives d'exposition aux PM<sub>2,5</sub>. Celle-ci est plus importante lorsque nous sommes sur une route primaire, car la médiane pour la route primaire est supérieure aux autres types de routes. Contrairement au  $L_{Aeq,30s}$  et au NO<sub>2</sub>, la médiane pour les rues résidentielles est nettement supérieure à celle des routes non classifiées. Ce qui veut dire que l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> est plus importante sur les rues résidentielles que les routes non classifiées, ce qui est accord avec ce que nous avons observé.



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 40.** Graphiques en violon entre les PM<sub>10</sub> et les types d'axes routiers

Pour les PM<sub>10</sub>, la distribution ne va pas dans le même sens que celle des PM<sub>2,5</sub>. Cette distribution montre la prépondérance des autoroutes et voies rapides. Une remarque importante, les niveaux d'exposition entre les routes primaires et tertiaires, qui sont les plus élevés, sont presque identiques. Puis, contrairement aux PM<sub>2,5</sub>, l'exposition sur les rues résidentielles est supérieure à celle des routes secondaires. Pour finir, notons que les routes de service présentent la plus petite médiane donc la plus faible exposition.

En conclusion, l'analyse visuelle des graphiques (figures 37 à 40) signale que la distribution des polluants sur les différents types d'axes routiers est dispersée et les moyennes sont différentes (les boîtes sont centrées différemment sur l'axe des ordonnées). Cela est confirmé par les résultats des modèles bayésiens des chapitres 3 et 4. Les résultats de l'analyse démontrent que, peu importe le polluant considéré, le type de route utilisé a un impact significatif sur le niveau d'exposition, ce qui suppose une distribution asymétrique. Les graphiques montrent la présence de plusieurs valeurs extrêmes. Celles-ci sont probablement associées à la précision des capteurs, la densité de la circulation, aux types de routes, etc. Aussi, notons qu'il existe une différence entre les graphiques des quatre polluants, ce qui est

en accord avec les données du tableau 19. Quel que soit le type de route, les fréquences sont moins importantes.

### **5.1.3. Indicateurs de polluants et type de revêtement**

Avant de calculer les tests  $t$ , rappelons que les tronçons non asphaltés sont présents uniquement sur certains types d'axes. Le test du khi-deux réalisé entre ces deux variables qualitatives nominales indique une relation très significative entre elles :  $\chi^2(6, N = 44\ 044) = 13\ 610, p < 0,001$ .

Aussi, le tableau de contingence entre le type de revêtement et le type d'axes démontre sans surprise que les segments classifiés par OSM (autoroute ou voie rapide, route primaire, route secondaire et tertiaire) sont tous asphaltés (excepté deux tronçons certainement en construction) (tableau 20). Inversement, les segments non asphaltés ont été repérés uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. Par conséquent, les tests  $t$  ont été calculés uniquement sur ces trois types d'axes.

**Tableau 20.** Tableau de contingence entre les types d'axes routier et le type de revêtement

Effectif Pourcentage en ligne Pourcentage en colonne Pourcentage total	Asphalté	Non asphalté	Total en ligne
Autoroute ou voie rapide	855 100,00 4,58 1,94	0 0,00 0,00 0,00	855  1,94
Route primaire	860 100,00 4,61 1,95	0 0,00 0,00 0,00	860  1,95
Route secondaire	2 250 99,91 12,05 5,11	2 0,09 0,01 0,00	2252  5,11
Route tertiaire	3 905 100,00 20,92 8,87	0 0,00 0,00 0,00	3905  8,87
Rue résidentielle	9 531 30,77 51,06 21,64	21 444 <b>69,23</b> 84,50 48,69	30 975  70,33
Service	804 18,02 4,31 1,83	3 658 <b>84,98</b> 14,41 8,31	44 612  10,13
Route non classifiée	460 <b>62,59</b> 2,46 1,04	275 37,41 1,08 0,62	735  1,67
Total en colonne	18 665 42,38	25 379 57,62	44 044

Les analyses avec les tests  $t$  démontrent qu'il y a des effets significatifs pour les quatre polluants (tableau 21) :

- Le niveau de bruit est supérieur sur les segments asphaltés (moyenne = 69,9 dB(A); écart-type = 4,74) que ceux non asphaltés (moyenne = 66,9 ; écart-type = 4,16); cette différence de 3 dB(A) étant significative ( $t = 12,63$ ,  $p < 0,001$ ,  $Eta^2 = 0,004$ ).
- Le niveau  $NO_2$  est supérieur sur les segments asphaltés (moyenne = 86,3  $\mu g/m^3$ ; écart-type = 13) que ceux non asphaltés (moyenne = 68,8; écart-type = 10,9); cette différence de 17,5  $\mu g/m^3$  étant significative ( $t = 87,64$ ,  $p < 0,001$ ,  $Eta^2 = 0,159$ ).

- Le niveau de  $PM_{2,5}$  est inférieur sur les segments asphaltés (moyenne = 18,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; écart-type = 3,16) que ceux non asphaltés (moyenne = 18,0; écart-type = 2,42); cette différence de 0,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  étant significative ( $t = -35,09$ ,  $p < 0,001$ ,  $\text{Eta}^2 = 0,032$ ).
- Le niveau de  $PM_{10}$  est inférieur sur les segments asphaltés (moyenne = 55,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; écart-type = 10,7) que sur ceux non asphaltés (moyenne = 56,1; écart-type = 8,64); cette différence de -0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  étant significative ( $t = 44,15$ ,  $p < 0,001$ ,  $\text{Eta}^2 = 0,049$ ).

En résumé, les niveaux de bruit et du polluant gazeux ( $\text{NO}_2$ ) sont plus élevés sur les segments asphaltés, certainement en raison d'une densité du trafic plus élevé. Par contre, les polluants particulaires sont plus forts sur les segments non asphaltés, car même si la densité du trafic est plus faible, les véhicules et le vent soulèvent les poussières du revêtement. Toutefois, les valeurs du  $d$  de Cohen signalent que l'effet de taille est fort uniquement pour le dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ,  $d = 0,977$ ) alors qu'il est négligeable pour le bruit ( $L_{\text{Aeq},30\text{s}}$ ,  $d = 0,139$ ) et faible, mais presque moyen (car proche de 0,5), pour les deux polluants particulaires ( $PM_{2,5}$ ,  $d = -0,402$ ;  $PM_{10}$ ,  $d = -0,495$ ) (tableau 21).

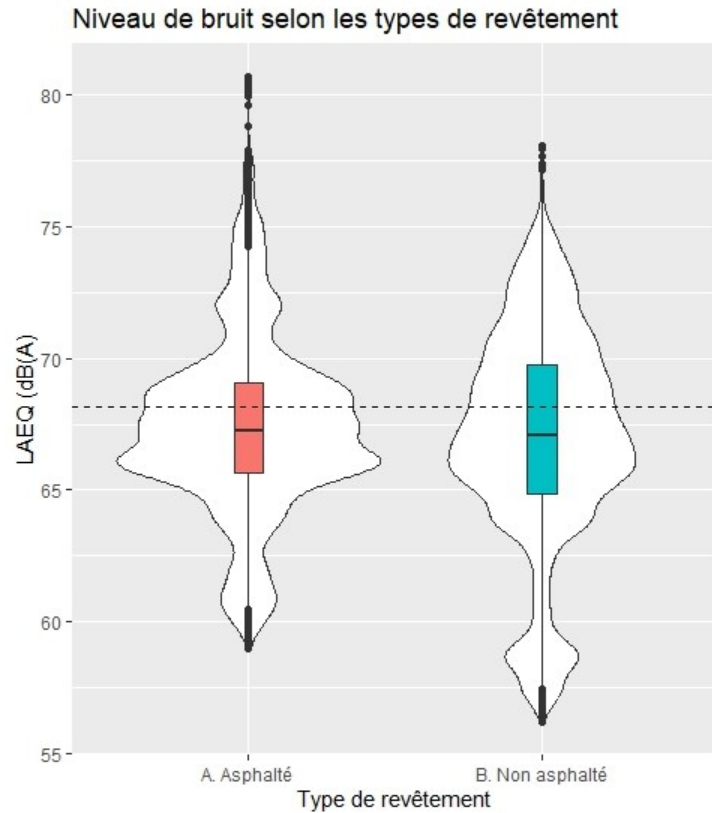
**Tableau 21.** Test  $t$  entre les indicateurs de polluants et le type de revêtement

Type de revêtement	Moyennes et écarts-types pour les quatre polluants			
	$L_{\text{Aeq},30\text{s}}$	$\text{NO}_2$	$PM_{2,5}$	$PM_{10}$
Asphalté	69,9 (4,74)	86,3 (13)	18,4 (3,16)	55,5 (10,7)
Non asphalté	66,9 (4,16)	68,8 (10,9)	18,0 (2,42)	56,1 (8,64)
Valeur de $t$	12,63	87,64	-35,094	-44,145
Degrés de liberté	24 570	23 358	20 705	20 483
Valeur de $p$	0,000	0,000	0,000	0,000
$\text{Eta}^2$	0,004	0,159	0,032	0,049
Effet de taille				
$d$ de Cohen	0,139	0,977	-0,402	-0,495
Interprétation de l'effet	Négligeable	Fort	Faible	Faible

Calculé uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. Le test  $t$  est calculé pour des variances dissemblables entre les deux groupes suite au test de Levene.

Ces résultats sont confirmés à la lecture des graphiques en violon (figures 41 à 44) avec des écarts importants pour le dioxyde d'azote, moins importants pour les deux polluants particulaires et finalement négligeables pour le bruit.

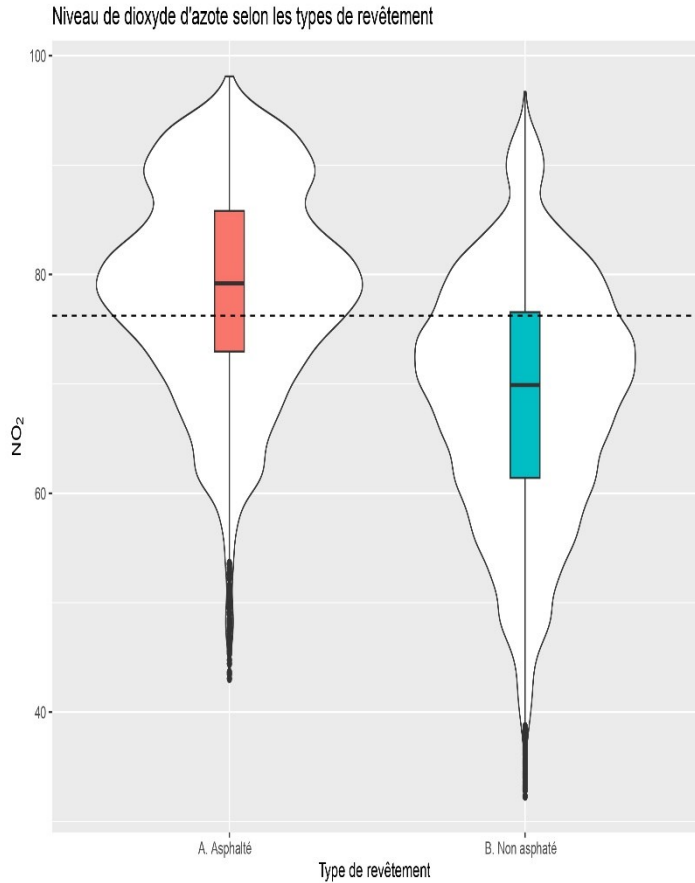




Calculé uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 41.** Graphiques en violon entre le  $L_{Aeq30}$  et le type de revêtement

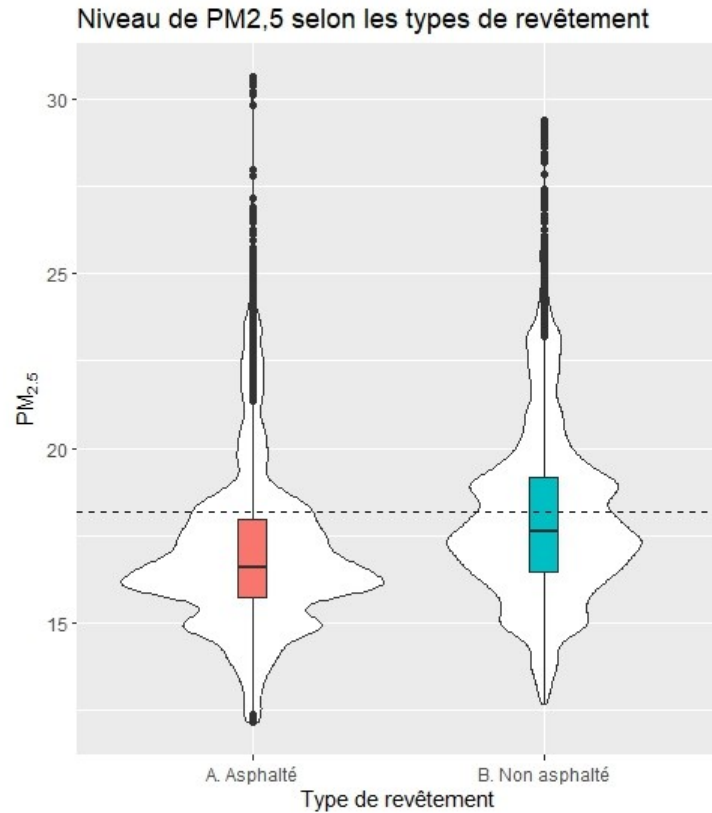
Comme nous pouvons le constater, les médianes entre les deux types de revêtement sont quasi identiques et sont en dessous de la moyenne pour l'ensemble des observations, ce qui indique que l'écart du bruit entre ces deux types de routes n'est pas assez élevé. Il est vrai qu'il existe plus de routes asphaltées que de routes non asphaltées, de plus, la circulation sur les routes asphaltées est plus importante et plus dense surtout aux heures de pointe. Cependant, les routes non asphaltées peuvent générer du bruit par l'importance des activités de rue à longueur de journée.



Calculé uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 42.** Graphiques en violon entre le NO<sub>2</sub> et le type de revêtement

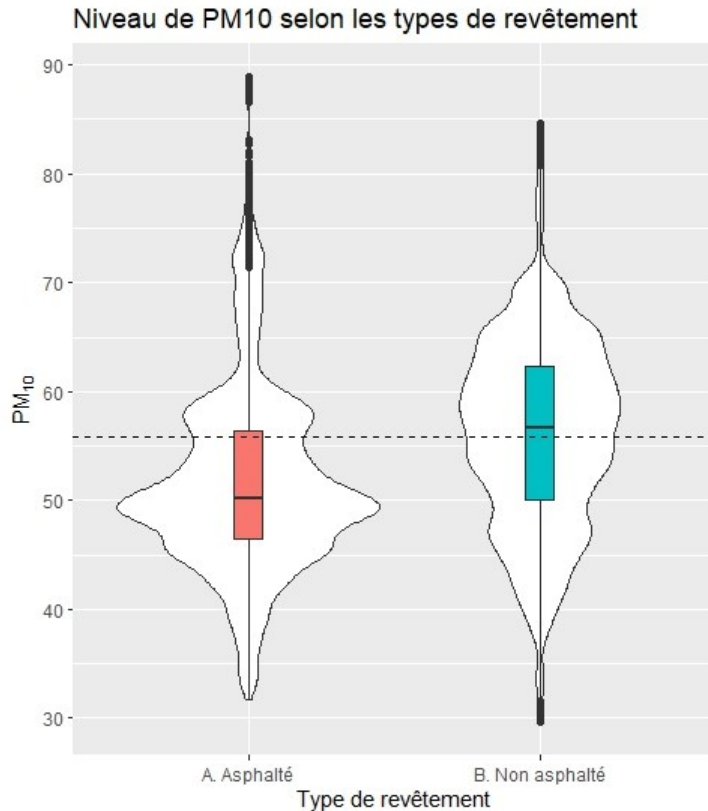
Sans surprise, la quantité de NO<sub>2</sub> produite sur les routes asphaltées est largement supérieure à celle des routes non asphaltées. Par ailleurs, la fréquence est plus importante sur les routes non asphaltées, et celle-ci semble plus homogène sur les routes asphaltées.



Calculé uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 43.** Graphiques en violon entre les PM<sub>2,5</sub> et le type de revêtement

Concernant le PM<sub>2,5</sub>, les médianes des routes asphaltées et non asphaltées sont toutes en dessous de la moyenne pour l'ensemble des observations. Elle est plus importante sur les routes non asphaltées comparativement aux routes asphaltées. Ce résultat suggère qu'il y a plus de PM<sub>2,5</sub> sur les routes non asphaltées.



Calculé uniquement sur les trois types d'axes routiers suivants : rue résidentielle, service et route non classifiée. La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

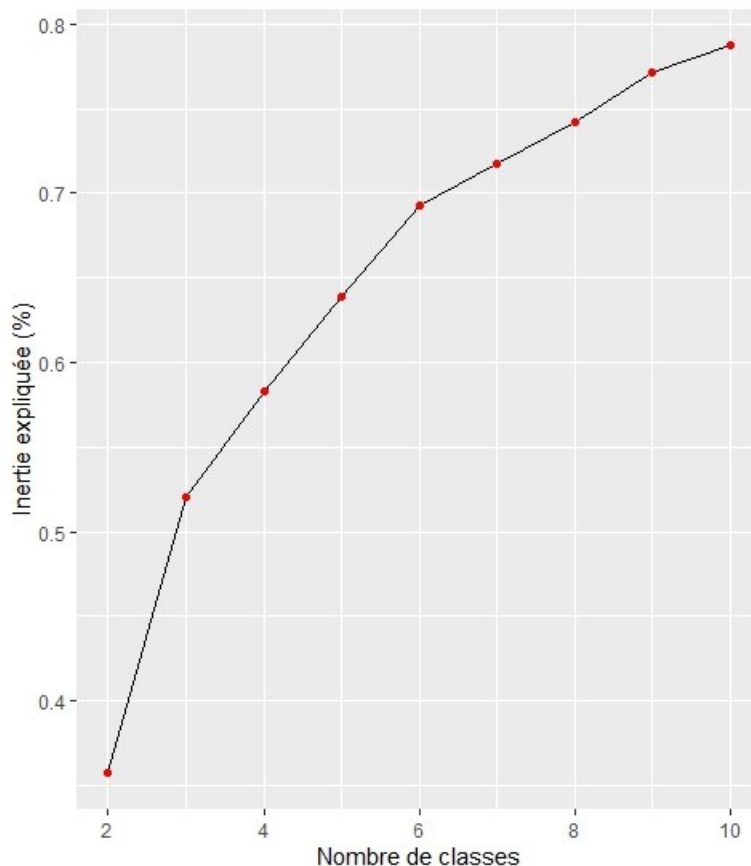
**Figure 44.** Graphiques en violon entre les  $PM_{10}$  et le type de revêtement

Parmi les polluants étudiés, les  $PM_{10}$  présentent une distribution très différente. En effet, leur moyenne est plus importante sur les routes non asphaltées que sur les routes asphaltées. Ces deux types de revêtements présentent ont toutefois un écart interquartile très semblable.

L'analyse visuelle des graphiques (figures 41 à 44) signale que la distribution des polluants sur les différents types de revêtement est dispersée et les moyennes sont différentes. Cela est confirmé par les résultats des modèles bayésiens des chapitres 3 et 4. Les résultats de l'analyse démontrent que le type de revêtement a un impact significatif sur le niveau d'exposition pour les polluants. Comme le  $L_{Aeq30}$  et le  $NO_2$  sont plus liés à la circulation routière, ces deux polluants ont un impact plus prononcé sur les routes asphaltées. À l'inverse, les routes non asphaltées influencent plus les polluants particuliers qui sont plus liés à la poussière ambiante. Ici, les graphiques (figures 41 à 44) présentent des fréquences beaucoup plus importantes.

## 5.2. Résultats de la classification *k-means*

Dans cette section, nous proposons une classification des tronçons de rue en fonction des quatre indicateurs de polluants. L'objectif de cette classification est de réduire au maximum l'information avec un nombre de classes optimal. En clair, il s'agit de partitionner en  $n$  groupes les observations ayant des valeurs d'indicateurs de pollution similaires. Pour ce faire, nous avons réalisé une classification *k-means* sur les variables centrées réduites des quatre polluants ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ). À titre de rappel, une classification *k-means* impose de spécifier le nombre de classes. Tel que suggéré par Apparicio et Gelb (2022, section 13.4.1), pour sélectionner le nombre de classes optimal, nous avons réalisé des *k-means* de 4 à 8 classes. L'analyse des résultats – méthode dite « critère du coude » avec l'inertie expliquée et interprétation des centres de gravité pour les typologies de 4 à 8 classes – nous a permis de déterminer que le *k-means* avec six classes était le plus optimal.



**Figure 45.** Inertie expliquée en fonction du nombre de classes pour le *k-means*

Les résultats de cette typologie sont reportés au tableau 22 et cartographiés à la figure 45. Tout d'abord, décrivons les différents blocs du tableau 22 :

- Le premier bloc comprend les valeurs des centres de gravité des quatre variables ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ) centrées et réduites (moyenne = 0 et écart-type = 1) ayant servi à classer les tronçons en six classes avec un *k-means*. Pour ce bloc, les valeurs en gras sont largement supérieures à la moyenne centrée sur 0 de l'ensemble des observations, indiquant ainsi des niveaux moyens de polluants élevés. Inversement, celles indiquées en italique présentent des valeurs moyennes inférieures à celle de l'ensemble des observations, indiquant des niveaux moyens de polluants nettement plus faibles.
- Le second bloc comprend les mêmes quatre variables brutes, c'est-à-dire non centrées et réduites.
- Les variables des blocs suivants (3 à 4) n'ont pas été utilisées dans la classification, mais sont ajoutées à titre descriptif afin de saisir la composition des tronçons appartenant à chacune des six classes. Nous retrouvons ainsi les modalités types de route, revêtement et longueur totale des tronçons (en kilomètres et en pourcentage).

**Tableau 22.** Valeurs moyennes des quatre polluants utilisés dans la typologie et d'autres variables

Variables	Classe	A	B	C	D	E	F
Variables centrées réduites ayant servi à la classification	$L_{Aeq30s}$	<b>1,70</b>	<i>-1,09</i>	<i>-0,80</i>	<b>0,76</b>	<b>0,73</b>	<i>-0,21</i>
	$NO_2$	<b>1,09</b>	<i>-1,12</i>	<b>0,47</b>	<b>1,41</b>	<i>-0,45</i>	<i>-0,31</i>
	$PM_{2,5}$	<b>2,20</b>	<i>-0,08</i>	<i>-1,13</i>	<b>0,14</b>	<b>0,97</b>	<i>-0,47</i>
	$PM_{10}$	<b>1,84</b>	<b>0,78</b>	<i>-1,31</i>	<i>-0,42</i>	<b>0,74</b>	<i>-0,35</i>
Variables brutes	$L_{Aeq30s}$	76,0	63,1	64,4	71,6	71,5	67,2
	$NO_2$	92,3	59,9	83,1	96,9	69,6	71,7
	$PM_{2,5}$	24,3	18,0	15,0	18,6	20,9	16,9
	$PM_{10}$	73,4	63,3	43,3	51,8	62,9	52,5
Modalités de la variable <i>types de route</i>	Autoroute et voie rapide	12,69 %	0,00 %	0,00 %	7,39 %	0,00 %	0,00 %
	Route primaire	14,68 %	0,00 %	0,00 %	6,41 %	0,00 %	0,00 %
	Route secondaire	14,37 %	0,00 %	0,41 %	29,02 %	0,13 %	0,00 %
	Route tertiaire	29,80 %	2,64 %	4,22 %	29,58 %	9,46 %	0,49 %
	Rue résidentielle	21,12 %	94,49 %	72,38 %	4,36 %	76,26 %	93,17 %
	Service	6,15 %	1,88 %	19,63 %	21,20 %	12,77 %	4,98 %
	Non classifiée	1,09 %	1,00 %	3,36 %	2,03 %	1,38 %	1,37 %
Type de revêtement	Asphaltée	83,05 %	10,11 %	55,39 %	86,45 %	21,71 %	33,86 %
	Non asphaltée	16,95 %	89,89 %	44,61 %	13,55 %	78,29 %	66,14 %
Longueur des tronçons	En kilomètre	3 215	6 293	6 158	6 051	6 933	15 394
	En %	7,29	14,29	13,98	13,74	15,74	34,95

Les valeurs supérieures et inférieures à la moyenne sont indiquées respectivement en gras et en italique.

À la lecture du tableau 22 et de la figure 45, nous pouvons conclure à l'existence de six classes dont deux extrêmes (plus forts et plus faibles niveaux, respectivement les classes A et F) et quatre classes intermédiaires (classes B, C, D et E). De manière plus détaillée, nous qualifions les six classes de la façon suivante.

### **Classe A. Niveaux élevés pour les quatre polluants**

Cette classe regroupe les tronçons ayant les plus forts niveaux pour les quatre polluants, soit dans l'ordre :  $PM_{2,5}$  (valeur centrée réduite : 2,20; valeur originale :  $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  $PM_{10}$  (1,84;  $73,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  $L_{Aeq,30s}$  (1,70; 76 dB(A)) et  $NO_2$  (1,09;  $92,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est très variée puisqu'elle est composée de tronçons résidentiels (21,12 %), de routes tertiaires, secondaires et primaires (29,80 %, 14,37 % et 14,68 %), routes de service (6,15 %) et d'autoroutes (12,69 %). Aussi, elle comprend surtout des segments asphaltés (83,05 %).

Géographiquement, elle regroupe 7,29 % de l'ensemble de la longueur des tronçons, d'une part localisée surtout dans les communes défavorisées d'Attécoubé et d'Adjamé et dans une petite partie du centre d'Abobo, et d'autre part des tronçons d'autoroutes, de voies rapides et de certaines routes primaires de différentes communes de la ville d'Abidjan. Quelques axes routiers isolés appartenant à cette classe sont identifiés dans les communes de Cocody (voie rapide, route primaire et rue résidentielle asphaltées), notamment ceux reliant les communes de Cocody et de Marcory.

Par conséquent, résider ou circuler sur les tronçons compris dans cette classe est associée à des niveaux d'exposition élevés aux quatre polluants ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ).

### **Classe B. Niveau élevé pour les $PM_{10}$ et niveaux faibles pour le bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ), le dioxyde d'azote ( $NO_2$ ) et les $PM_{2,5}$**

Cette classe se distingue avec un niveau élevé de particules plus grossières (valeur centrée réduite de  $PM_{2,5}$  : 0,78; valeur originale :  $63,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les valeurs des trois autres polluants sont faibles :  $NO_2$  (-1,12;  $59,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  $L_{Aeq,30s}$  (-1,09; 63,1 dB(A)) et  $PM_{2,5}$  (-0,08;  $18,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est très homogène puisqu'elle est composée très majoritairement de rues résidentielles (94,49 %) et non asphaltées (89,89 %).

Géographiquement, elle comprend 6 293 kilomètres des tronçons (14,29 %) qui sont présents dans les zones périphériques des communes de Yopougon et de Koumassi, mais aussi dans les quartiers centraux de la commune de Cocody.

En résumé, ces rues sont peu bruyantes et peu polluées par le dioxyde d'azote et les particules moins grossières, mais plus polluées par les particules plus grossières. Cette situation s'explique certainement par la poussière ambiante résultant de l'absence de revêtement asphalté et les activités domestiques.

**Classe C. Niveau élevé pour le polluant gazeux NO<sub>2</sub> et niveaux faibles pour les polluants particulaires (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>) et le bruit (L<sub>Aeq,30s</sub>)**

Cette classe est caractérisée par un niveau élevé de dioxyde d'azote (valeur centrée réduite : NO<sub>2</sub> = 0,47; valeur originale : 83,1 µg/m<sup>3</sup>) et de faibles niveaux pour les deux polluants particulaires (PM<sub>10</sub> = -1,31, 43,3 µg/m<sup>3</sup>; PM<sub>2,5</sub> = -1,13, 15,0 µg/m<sup>3</sup>) et le bruit (-0,80; 64,4 dB(A)).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est majoritairement composée de rues résidentielles (72,38 %) et secondairement de routes de service (19,63 %) qui peuvent être soit asphaltées ou non asphaltées (55,39 % versus 44,61 %).

Géographiquement, les segments de rues appartenant à cette classe, qui représentent 13,98 % de l'ensemble du réseau routier, sont surtout localisés à la périphérie des communes de Cocody et de Marcory et dans la partie centrale de Treichville. De manière plus éparse, certains sont localisés à Abobo et au nord de la commune de Cocody.

**Classe D. Niveaux élevés pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), le bruit (L<sub>Aeq,30s</sub>) et les PM<sub>2,5</sub>, mais faible pour les PM<sub>10</sub>**

Cette classe est caractérisée par des niveaux élevés de NO<sub>2</sub> (valeur centrée réduite : 1,41; valeur originale : 96,9 µg/m<sup>3</sup>) et L<sub>Aeq,30s</sub> (0,76; 71,6 dB(A)) et de manière moins prononcée de PM<sub>2,5</sub> (0,14; 18,6 µg/m<sup>3</sup>). Par contre, le niveau des PM<sub>10</sub> est faible (-0,42; 51,8 µg/m<sup>3</sup>).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est très hétérogène puisqu'elle comprend à la fois des routes majeures (autoroutes ou voie rapides : 7,39 %; routes primaires : 6,41 %; secondaires : 29,02 %; tertiaires : 29,58 %), des rues résidentielles (4,36 %) et des routes de service (21,20 %). Inversement aux autres classes, les rues résidentielles sont peu présentes dans cette classe (4,36 %). Aussi, les segments y sont très majoritairement asphaltés (86,45 %), ce qui explique certainement que les valeurs de PM<sub>10</sub> soient plus faibles.

Géographiquement, les segments de rues de cette classe (13,74 %) sont localisés dans la partie centrale de la commune du Plateau, certaines rues primaires et secondaires des communes de Cocody, de Marcory, de Yopougon et de Treichville et à la périphérie de la commune de Treichville.



### **Classe E. Niveaux élevés pour les deux polluants particulaires (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>) et le bruit (L<sub>Aeq,30s</sub>), mais faible niveau pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>)**

Cette classe est marquée par des niveaux élevés de deux polluants particulaires et du bruit : PM<sub>2,5</sub> (valeur centrée réduite : 0,97; valeur originale : 20,9 µg/m<sup>3</sup>), de PM<sub>10</sub> (0,74; 62,9 µg/m<sup>3</sup>) et L<sub>Aeq,30s</sub> (0,73; 71,5 dB(A)). Par contre, le niveau du NO<sub>2</sub> est faible (-0,45; 69,6 µg/m<sup>3</sup>).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est relativement homogène, car elle regroupe principalement trois types de rues différentes, à savoir des rues résidentielles (76,26 %), des routes de service (12,77 %) et des routes tertiaires (9,46 %). Aussi, seulement 21,71 % de ces routes sont asphaltées contre 78,29 % de route non asphaltées, ce qui contribue certainement aux niveaux élevés des polluants particulaires (poussière ambiante) et du bruit (activité de rue).

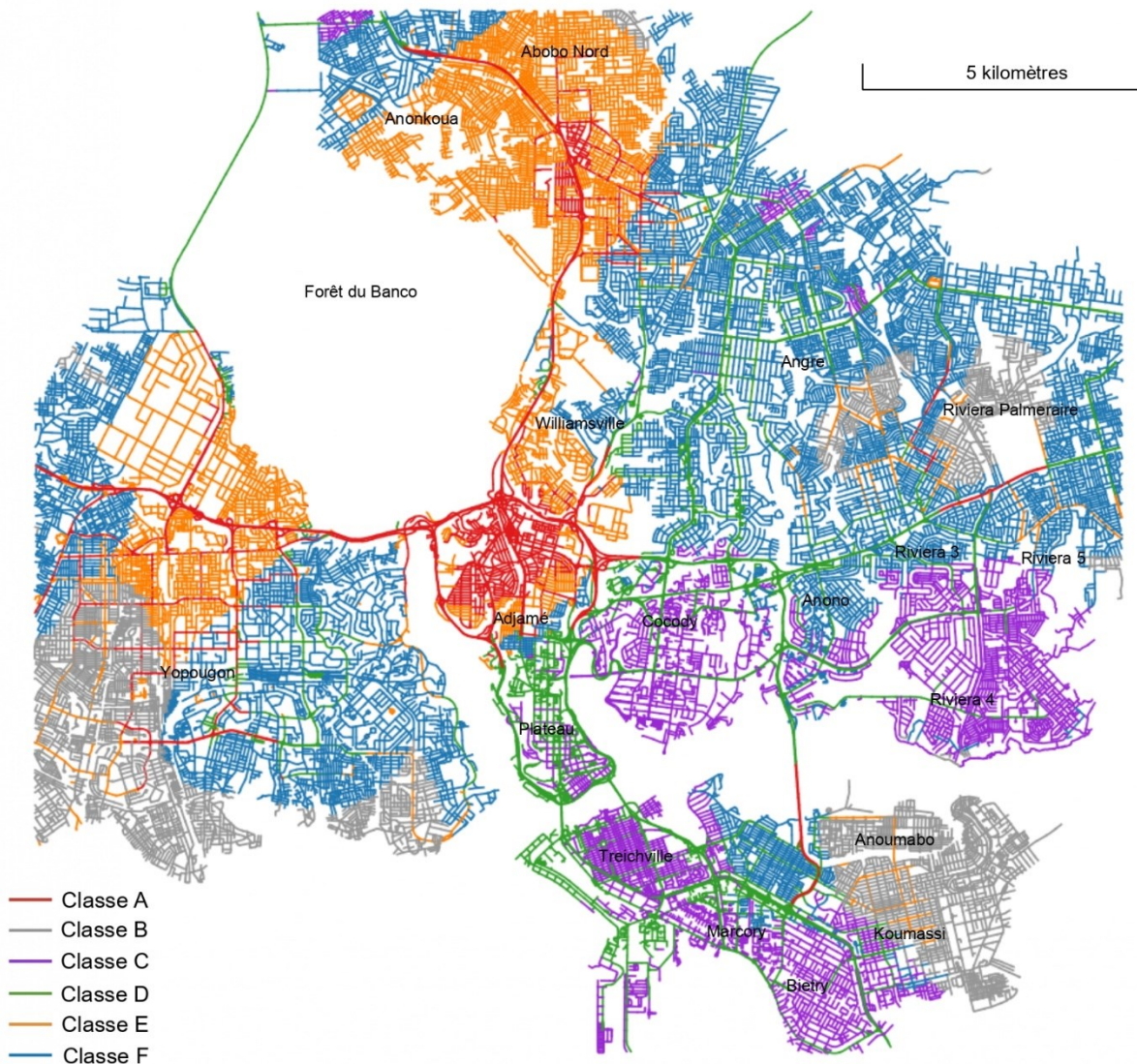
Géographiquement, elle est surtout présente dans la partie centrale des communes d'Adjamé, d'Attécoubé et d'Abobo et à la périphérie de la commune de Yopougon (la partie abritant la zone industrielle de la commune). À titre de rappel, les communes d'Adjamé, d'Attécoubé et d'Abobo sont considérées comme des communes pauvres alors que Yopougon est une commune intermédiaire.

### **Classe F. Niveaux faibles pour les quatre polluants**

Cette classe se distingue fortement des autres avec des niveaux faibles pour les quatre polluants, soit dans l'ordre : PM<sub>2,5</sub> (valeur centrée réduite : -0,47; valeur originale : 16,9 µg/m<sup>3</sup>), PM<sub>10</sub> (-0,35, 52,5 µg/m<sup>3</sup>), NO<sub>2</sub> (-0,31, 71,7 µg/m<sup>3</sup>) et L<sub>Aeq,30s</sub> (-0,21; 67,2 dB(A)).

Concernant les types d'axes routiers, cette classe est très homogène avec 93,17 % de rues résidentielles, qui sont aux deux tiers non asphaltés (66,14 %). Cette classe est d'autant plus importante qu'elle regroupe plus du tiers (34,95 %) de l'ensemble du réseau routier.

Géographiquement, elle est surtout présente dans les communes de Cocody et de Yopougon et dans une partie de la commune de Marcory. À titre de rappel, Cocody et Marcory sont considérées comme des communes relativement aisées et Yopougon est une commune intermédiaire.



**Figure 46.** Cartographie de la typologie

### 5.3. Diagnostic d'équité environnementale : une analyse exploratoire

Tel que discuté dans le chapitre méthodologique (section 2.1), à notre connaissance, le seul indicateur de la pauvreté urbaine est celui proposé par Deza (2014) pour les communes d'Abidjan (figure 8, chapitre 2). De plus, les données socioéconomiques et sociodémographiques à découpages spatiaux plus fins (quartiers ou zones de dénombrement) ne sont pas disponibles gratuitement. Par conséquent, l'absence de données de qualité sur les distributions spatiales à une échelle fine de groupes de population comme les enfants (moins de 15 ans), les personnes âgées (65 ans et plus) et les personnes à faible revenu ne permet pas de réaliser un diagnostic

d'équité environnementale comme celui réalisé dans plusieurs villes des Nord (Brown et Walker 2008; Day 2010; Bolte, Tamburlini et Kohlhuber 2010; Carrier et al. 2013).

Malgré tout, nous proposons d'explorer les relations entre les variables continues des quatre indicateurs de pollution, les modalités de la classification obtenues à partir de ces derniers et les communes pour lesquelles Deza (2014) a proposé un indicateur de pauvreté non financière.

Cet exercice est réalisé à titre exploratoire et descriptif. Il convient d'être prudent quant aux conclusions que nous en tirons en termes d'iniquités environnementales et territoriales, puisque les observations sont ancrées à deux découpages bien différents : une échelle fine (locale), soit celle des tronçons routiers (n = 7459) et un découpage macro, soit celui des communes (n = 9).

Nous avons réalisé des analyses de variance avec le test de Welch puisque les variances des groupes ne sont pas homogènes. Les valeurs des moyennes et des écarts-types des quatre polluants pour chacune des communes, ainsi que les résultats de l'ANOVA et du test de Welch sont reportés au tableau 23. Les communes sont triées par ordre décroissant selon le pourcentage de pauvreté non financière indiqué entre parenthèses. Aussi, des graphiques en violons sont utilisés pour visualiser la distribution des données selon les différents types d'axes routiers (figures 47 à 50).

Dans un premier temps, nous concluons que les résultats des analyses de variance à un facteur signalent que des relations significatives existent entre les quatre polluants et les neuf communes, surtout pour le PM<sub>10</sub> (Welch (8, 7451) = 5715, Eta<sup>2</sup> = 0,45) et le L<sub>Aeq,30s</sub> (Welch (8, 7451) = 4522, Eta<sup>2</sup> = 0,41) et dans une moindre mesure pour le PM<sub>2,5</sub> (Welch (8, 7451) = 2529, Eta<sup>2</sup> = 0,38) et le NO<sub>2</sub> (Welch (8, 7451) = 3984, Eta<sup>2</sup> = 0,33).

**Tableau 23.** Analyse de variance entre les indicateurs de polluants et les communes

Communes (taux de pauvreté non financière)	Moyennes et écarts-types pour les quatre polluants			
	L <sub>Aeq,30s</sub>	NO <sub>2</sub>	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>
Plateau (15,9 %)	71,4 (2,6)	96,0 (8,5)	17,4 (1,7)	44,3 (5,0)
Cocody (25,4 %)	61,1 (3,9)	76,6 (11,5)	16,7 (1,8)	50,2 (6,8)
Marcory (31,3 %)	65,3 (3,1)	91,5 (9,7)	17,5 (2,0)	51,9 (6,0)
Treichville (32,8 %)	68,2 (2,6)	95,6 (7,9)	16,5 (1,3)	46,1 (3,6)
Yopougon (34,6 %)	68,3 (3,7)	71,4 (12,8)	18,8 (2,1)	60,3 (5,8)
Adjamé (39,5 %)	72,3 (4,1)	85,1 (10,9)	23,1 (3,1)	67,7 (11,2)
Koumassi (40,3 %)	60,5 (3,3)	98,1 (16,7)	17,3 (1,8)	63,4 (6,6)
Abobo (41,8 %)	72,2 (3,2)	67,9 (12,4)	19,7 (2,8)	69,7 (8,5)
Attécoubé (44,3 %)	73,0 (3,5)	90,0 (9,2)	23,5 (3,5)	69,7 (13,4)
W(8, 7451)*	4522	3984	2529	5715
Eta <sup>2</sup>	0,41	0,33	0,38	0,45

Notes : \* Puisque les variances des groupes sont dissemblables selon le test de Levene, le test de Welch (W) de l'ANOVA a été privilégié au test F de Fisher. Toutes les valeurs de W sont significatives (p = 0,000).

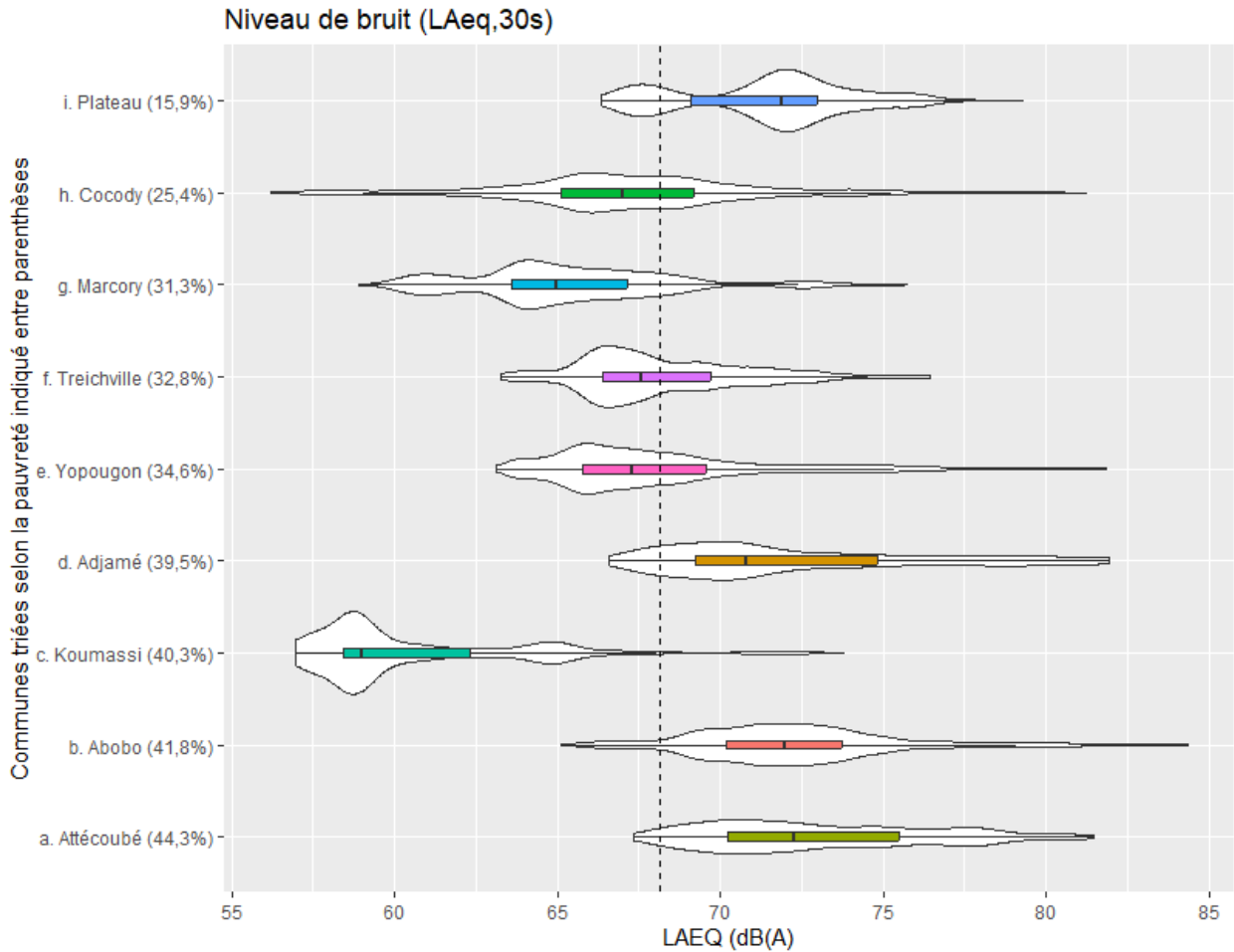
La lecture des valeurs moyennes au tableau 22 permet d'avancer les constats suivants :

- Concernant le bruit, deux groupes de communes se dégagent à savoir celles avec des valeurs moyennes au-dessus et en dessous de 70 dB(A). Pour le premier groupe, nous avons respectivement les communes d'Attécoubé (73 dB(A)), d'Adjamé (72,3 dB(A)), d'Abobo (72,2 dB(A)) et du Plateau (71,4 dB(A)); ces communes présentent des taux de pauvreté non financière élevés, excepté le Plateau ayant le taux le plus faible. Pour le second groupe, nous avons les communes de Yopougon (68,3 dB(A)), de Treichville (68,2 dB(A)), de Marcory (65,3 dB(A)), de Cocody (61,1 dB(A)) et de Koumassi (60,5 dB(A)); dans ce groupe, les communes de Cocody et de Marcory présentent des taux de pauvreté faibles, celles de Yopougon et de Treichville présentent des taux de pauvreté moyens et celle de Koumassi présente un taux de pauvreté élevé. Pour le dioxyde d'azote, deux groupes de communes se dégagent à savoir celles avec des valeurs moyennes au-dessus et en dessous de 90  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Premièrement, les communes avec les plus fortes valeurs sont Koumassi (98,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Plateau (96,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Treichville (95,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Marcory (91,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et Attécoubé (90,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dans ce groupe, nous avons des communes présentant des taux de pauvreté non financière élevés (Attécoubé et Koumassi), tout comme des communes ayant un taux de pauvreté moyen (Marcory et Treichville) et le Plateau ayant le plus faible taux. Deuxièmement, nous avons des communes d'Adjamé (85,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Cocody (76,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Yopougon (71,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et d'Abobo (67,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dans ce groupe, nous retrouvons aussi des communes avec un taux de pauvreté non financière élevé (Adjamé, Abobo), une commune avec un taux moyen (Yopougon) et une commune avec un taux faible (Cocody).
- Concernant le  $\text{PM}_{2,5}$ , les valeurs moyennes fortes (au-dessus de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) s'observent respectivement dans les communes d'Attécoubé (23,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et d'Adjamé (23,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ces deux communes présentent des taux de pauvreté non financière élevés. Par ailleurs, les autres communes présentent des valeurs en dessous de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il s'agit des communes d'Abobo (19,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Koumassi (17,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de Marcory (17,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Treichville (16,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Yopougon (18,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), du Plateau (17,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et de Cocody (16,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dans ce groupe, nous avons des communes ayant des taux de pauvreté non financière bas (Plateau et Cocody), des communes ayant des taux de pauvreté non financière moyens (Marcory, Treichville et Yopougon) et des communes ayant des taux de pauvreté non financière élevés (Koumassi et Abobo).

- Pour le  $PM_{10}$ , les plus faibles valeurs moyennes se trouvent dans les communes présentant les plus faibles taux de pauvreté non financière (Plateau ( $44,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et Cocody ( $50,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )) et les communes avec un taux moyen de pauvreté non financière (Marcory ( $51,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Treichville ( $46,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )). Pour ces quatre communes, la moyenne est en dessous de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Par contre, les plus fortes moyennes (au-dessus de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) s'observent dans les communes de Yopougon ( $60,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), d'Adjamé ( $67,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), de Koumassi ( $63,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), d'Abobo ( $69,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et d'Attécoubé ( $69,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). À l'exception de Yopougon, qui peut être considéré comme une commune intermédiaire, les quatre autres communes ont des taux de pauvreté non financière élevés. Il faut préciser que les résultats du  $PM_{2,5}$  et du  $PM_{10}$  vont dans le même sens, ce qui est en accord avec les résultats de nos modèles bayésiens.

Pour confirmer ces résultats, nous analyserons en détail nos graphiques en violon (figures 47 à 50).

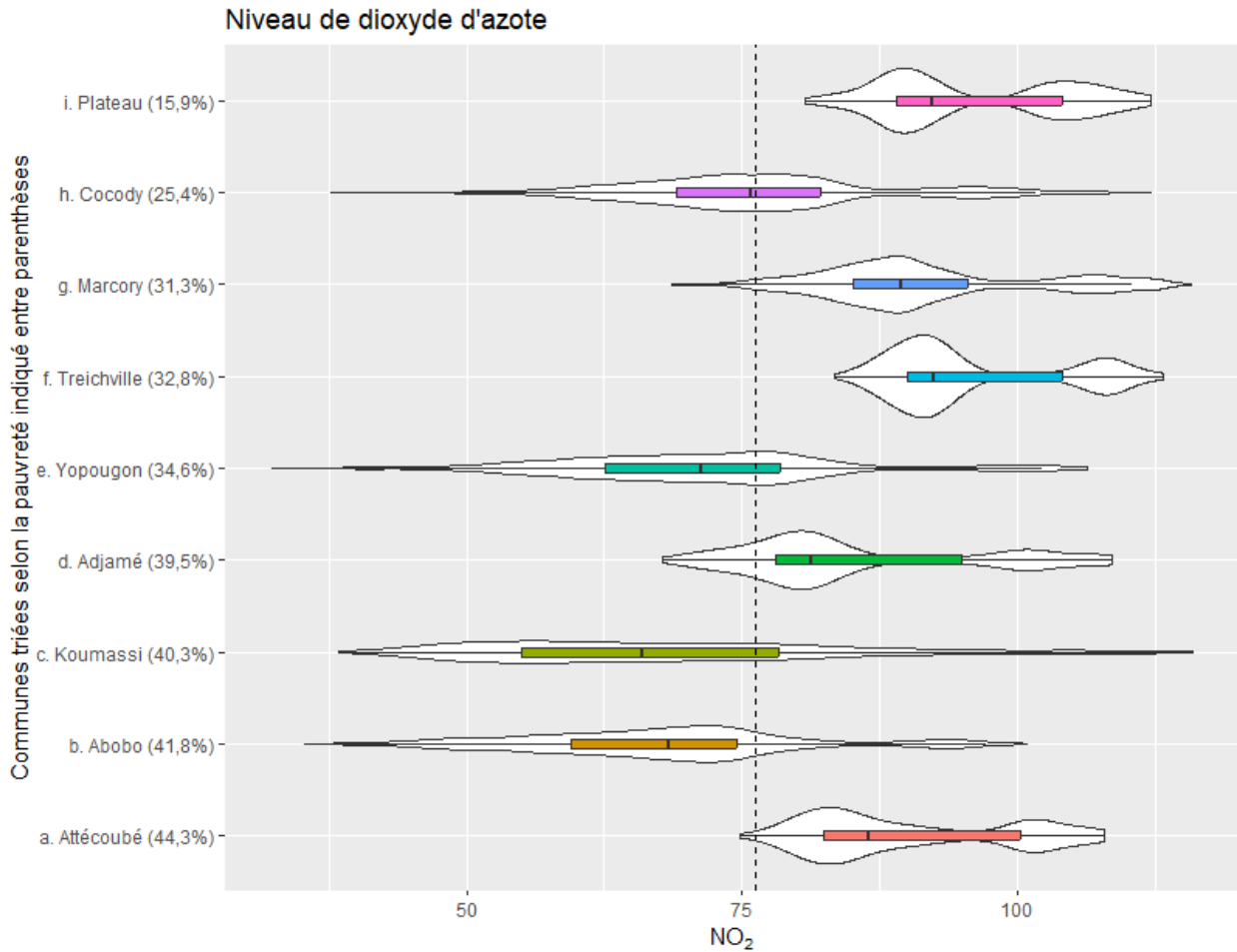
Sur les neuf communes que compte la zone d'étude, quatre communes (Plateau, Adjamé, Abobo et Attécoubé) présentent des valeurs largement au-dessus de la moyenne pour l'ensemble des observations (figure 47). Cela indique que l'exposition au bruit dans ces quatre communes est bien plus importante que les cinq autres communes (Cocody, Marcory, Treichville, Yopougon et Koumassi). Les communes de Koumassi et du Plateau constituent deux cas particuliers. D'une part, Koumassi affiche un taux de pauvreté très élevé (40,3 %), mais les plus faibles niveaux d'exposition au bruit. Cela s'explique certainement par le fait que, dans cette commune, il y a peu de circulation dans les rues résidentielles. D'autre part, la commune du Plateau, qui est la plus riche de la ville d'Abidjan, présente les niveaux de bruit les plus forts.



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 47.** Graphiques en violon entre le  $L_{Aeq30}$  et la commune selon l'indice de pauvreté

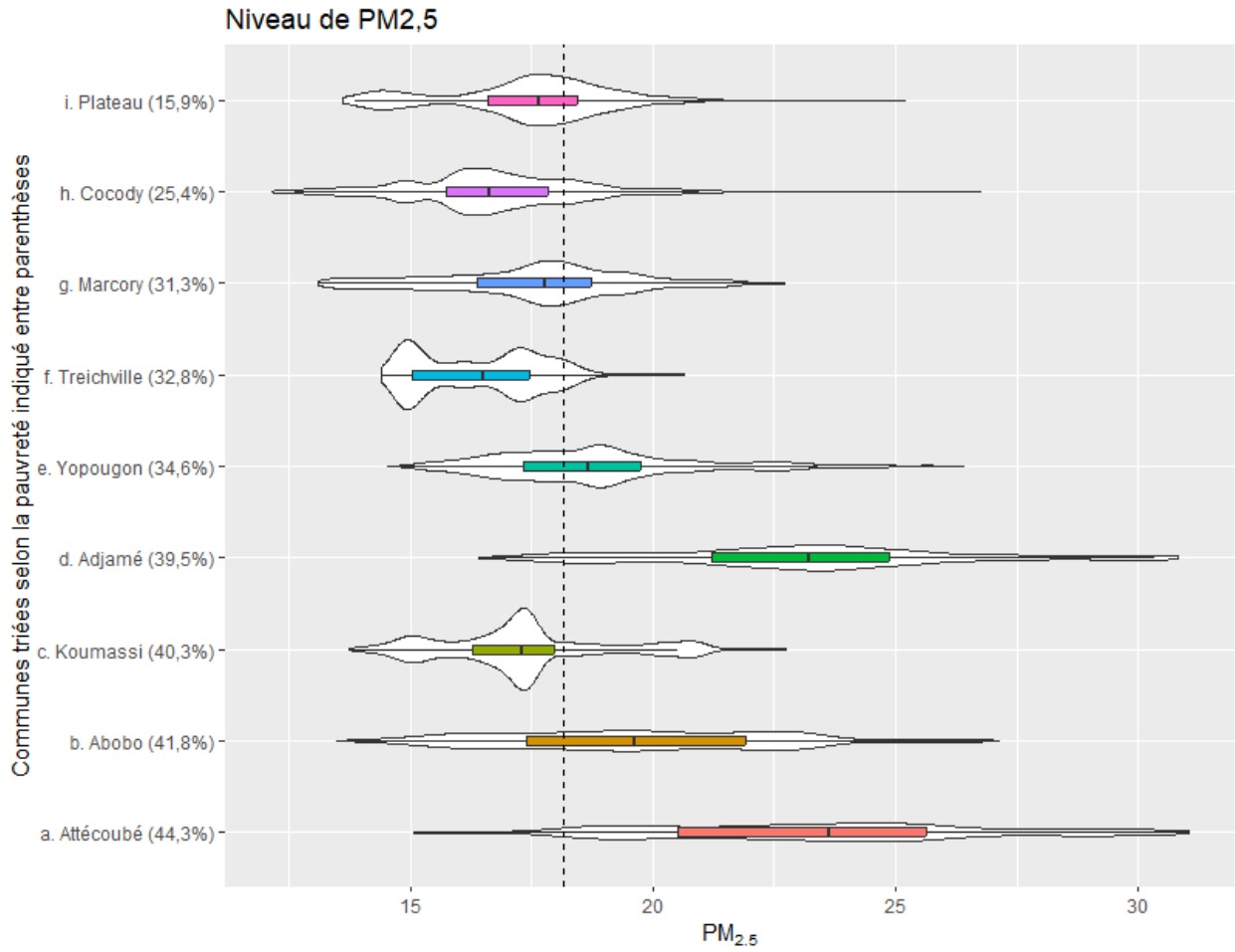
En ce qui concerne le dioxyde d'azote, cinq communes (Plateau, Marcory, Treichville, Adjamé et Attécoubé) ont des valeurs largement supérieures à la moyenne pour l'ensemble des observations (figure 48). Trois communes (Yopougon, Koumassi et Abobo) ont des valeurs inférieures à la moyenne pour l'ensemble des observations, ce qui indique que l'exposition y est moins importante. Comme pour le bruit, il ne semble pas y avoir une relation évidente entre le niveau de pauvreté des communes et les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote.



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 48.** Graphiques en violon entre le NO<sub>2</sub> et la commune selon l'indice de pauvreté

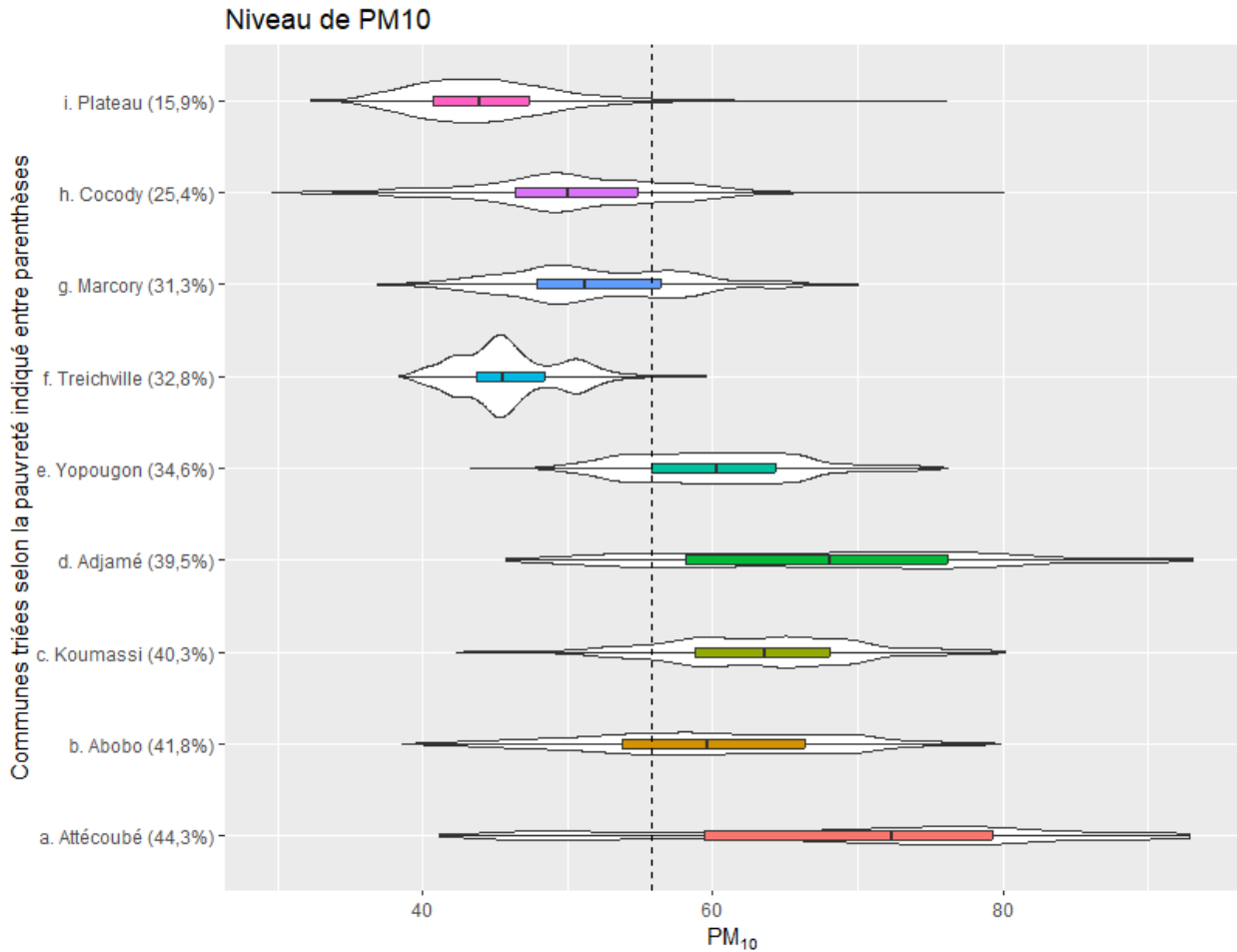
Pour le PM<sub>2,5</sub> nous avons les quatre premières communes les plus riches (Plateau, Cocody, Marcory et Treichville) qui ont des valeurs en dessous de la moyenne pour l'ensemble des observations (figure 49). Ce qui veut dire que les populations de ces communes sont moins exposées aux particules fines (PM<sub>2,5</sub>). Par ailleurs, et sans surprise, les communes pauvres d'Adjamé, d'Abobo et d'Attécoubé ont des valeurs largement supérieures à la moyenne des observations. Ce qui indique que les populations de ces communes sont très exposées au PM<sub>2,5</sub>. Paradoxalement, la commune de Koumassi, qui est une commune pauvre, fait l'exception de la distribution avec des valeurs plus faibles. À l'exception de cette commune, il semble exister une association positive entre le niveau de PM<sub>2,5</sub> et le niveau de pauvreté des neuf communes. Ce constat est encore plus flagrant pour le PM<sub>10</sub>. Globalement, plus le niveau de pauvreté de la commune est important, plus les niveaux de PM<sub>10</sub> sont élevés (figure 50).



La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 49.** Graphiques en violon entre le PM<sub>2,5</sub> et la commune selon l'indice de pauvreté





La ligne pointillée représente la moyenne pour l'ensemble des observations.

**Figure 50.** Graphiques en violon entre le PM<sub>10</sub> et la commune selon l'indice de pauvreté

En conclusion, l'analyse visuelle des graphiques (figures 47 à 50) semble révéler des associations positives entre les polluants particuliers (surtout pour le PM<sub>10</sub> et dans une moindre mesure pour le PM<sub>2,5</sub>) et le niveau de pauvreté des neuf communes. Ces associations semblent moins évidentes pour le polluant gazeux (NO<sub>2</sub>) et le bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ), notamment car la commune centrale du Plateau (la plus riche) présente les niveaux les plus élevés pour ces deux polluants.

Pour compléter l'analyse, nous réalisons un tableau de contingence entre les six types issus de la classification *k-means* et les neuf communes (tableau 24). Les contributions au khi-deux et les pourcentages en ligne et en colonne au tableau 24 permettent d'avancer les constats suivants :

- Une très forte association positive entre la commune du Plateau et la classe D (contribution au khi-deux de 2796). En effet, près de trois quarts (74,05 %) des rues de cette commune appartiennent à la classe D caractérisée par des niveaux élevés de dioxyde d'azote, de bruit et de  $PM_{2,5}$ , mais un faible niveau de  $PM_{10}$ .
- Des fortes associations entre la commune Cocody et les classes F, C et D (pourcentages en lignes de 52,6 %, 21,8 % et 16,0 %). Ainsi, la majorité des rues de cette commune nantie appartient à la classe caractérisée par de faibles niveaux pour les quatre polluants (classe F).
- Les rues des communes de Marcory et de Treichville appartiennent surtout aux catégories C et D avec des niveaux élevés du polluant gazeux.
- La commune de Yopougon présente une situation contrastée, car elle a une attraction moyenne avec trois classes : 39,4 % avec la classe F (niveaux faibles pour les quatre polluants), 28,64 % avec la classe B (niveau élevé de  $PM_{10}$  et faibles niveaux de bruit, de dioxyde d'azote et du  $PM_{2,5}$ ) et 19,80 % avec la classe E (niveaux élevés des deux polluants particuliers et du bruit, mais faible niveau de dioxyde d'azote).
- À Adjamé, 45,58 % des rues appartiennent à la classe A avec des niveaux élevés pour les quatre polluants. Cette proportion atteint 61,12 % pour la commune la plus pauvre, soit Attécoubé.
- La commune de Koumassi constitue un cas particulier avec près des trois quarts des rues appartenant à la classe B, caractérisée par des niveaux élevés de  $PM_{10}$  et faibles niveaux de bruit, de dioxyde d'azote et du  $PM_{2,5}$ .
- À Abobo, plus de la moitié des rues appartiennent à la classe E (niveaux élevés des deux polluants particuliers et du bruit, mais faible niveau de dioxyde d'azote). Par conséquent, à Abobo, contrairement à Yopougon, il y a beaucoup plus de polluants particuliers et de bruit.
- La commune d'Attécoubé est marquée par une forte association avec la classe A (61,12 %), laquelle est caractérisée par des niveaux élevés pour les quatre polluants. Sur les tronçons de rue restants, 20,13 % sont caractérisés par des niveaux élevés de dioxyde d'azote, de bruit et du  $PM_{2,5}$ , mais faibles pour les  $PM_{10}$ .

**Tableau 24.** Tableau croisé des tronçons de rues selon la typologie issue du *k-means* et les communes triées selon leur indice de pauvreté non financière.

Fréquence Contribution au khi-deux Pourcentage en ligne Pourcentage en colonne	A	B	C	D	E	F	Total de la ligne
Plateau (15,9 %)	2 73,13 0,19 % 0,06 %	0 150,88 0,00 % 0,00 %	211 27,19 <b>19,98 %</b> 3,43 %	782 2796,19 <b>74,05 %</b> <b>12,92 %</b>	1 164,23 0,09 % 0,01 %	60 258,84 5,68 % 0,39 %	1056 2,40 %
Cocody (25,4 %)	165 806,21 1,08 % 5,13 %	1008 626,99 6,62 % <b>16,02 %</b>	3317 662,37 <b>21,78 %</b> <b>53,86 %</b>	2435 56,1 <b>15,99 %</b> <b>40,24 %</b>	361 1729,73 2,37 % 5,21 %	7944 1290,44 <b>52,16 %</b> <b>51,60 %</b>	15230 34,58 %
Marcory (31,3 %)	28 113,44 1,24 % 0,87 %	0 322,34 0,00 % 0,00 %	784 696,1 <b>34,75 %</b> <b>12,73 %</b>	760 653,52 <b>33,69 %</b> <b>12,56 %</b>	0 355,12 0,00 % 0,00 %	684 13,85 <b>30,32 %</b> 4,44 %	2256 5,12 %
Treichville (32,8 %)	0 173 0,00 % 0,00 %	0 338,63 0,00 % 0,00 %	1412 3524,2 <b>59,58 %</b> <b>22,93 %</b>	958 1228,26 <b>40,42 %</b> <b>15,83 %</b>	0 373,06 0,00 % 0,00 %	0 828,35 0,00 % 0,00 %	2370 5,38 %
Yopougon (34,6 %)	912 27,58 8,68 % <b>28,37 %</b>	3008 1514,46 <b>28,64 %</b> <b>47,80 %</b>	0 1468,33 0,00 % 0,00 %	365 805,16 3,48 % 6,03 %	2079 109,71 <b>19,80 %</b> <b>29,99 %</b>	4138 59,52 <b>39,40 %</b> <b>26,88 %</b>	10502 23,84 %
Adjamé (39,5 %)	598 2633,77 <b>45,58 %</b> <b>18,60 %</b>	0 187,46 0,00 % 0,00 %	0 183,44 0,00 % 0,00 %	57 84,27 4,34 % 0,94 %	463 318,51 <b>35,29 %</b> 6,68 %	194 152,64 14,79 % 1,26 %	1312 2,98 %
Koumassi (40,3 %)	32 160,23 1,06 % 1,00 %	2209 7365,62 <b>73,44 %</b> <b>35,10 %</b>	298 35,72 9,91 % 4,84 %	223 87,59 7,41 % 3,69 %	124 257,97 4,12 % 1,79 %	122 821,5 4,06 % 0,79 %	3008 6,83 %
Abobo (41,8 %)	728 86,09 10,28 % <b>22,64 %</b>	68 880,59 0,96 % 1,08 %	113 777,2 1,60 % 1,84 %	224 576,66 3,16 % 3,70 %	3737 6166,42 <b>52,76 %</b> <b>53,90 %</b>	2213 27,86 <b>31,24 %</b> 14,38 %	7083 16,08 %
Attécoubé (44,3 %)	750 4869,91 <b>61,12 %</b> <b>23,33 %</b>	0 175,31 0,00 % 0,00 %	23 128,64 1,87 % 0,37 %	247 36,49 <b>20,13 %</b> 4,08 %	168 3,27 13,69 % 2,42 %	39 354,4 3,18 % 0,25 %	1227 2,79 %
Total	3215 7,30 %	6293 14,29 %	6158 13,98 %	6051 13,74 %	6933 15,74 %	15394 34,95 %	44044

Les valeurs en gras et noir sont bien supérieures au pourcentage total en ligne. Celles en gras et rouge sont bien supérieures au pourcentage total en colonne. Rappel des intitulés des classes de la typologie :

- A. Niveaux élevés pour les quatre polluants.
- B. Niveau élevé de PM<sub>10</sub> et faibles niveaux de bruit, de dioxyde d'azote et du PM<sub>2,5</sub>.
- C. Niveau élevé du polluant gazeux et faibles niveaux de polluants particuliers et de bruit.
- D. Niveaux élevés de dioxyde d'azote, de bruit et du PM<sub>2,5</sub>, mais faible pour PM<sub>10</sub>.
- E. Niveaux élevés des deux polluants particuliers et du bruit, mais faible niveau de dioxyde d'azote
- F. Niveaux faibles pour les quatre polluants.

## 5.4. Conclusion

Ce chapitre vient confirmer les résultats que nous avons obtenus dans les chapitres trois et quatre, car il établit très clairement l'existence d'associations significatives entre les polluants et les types de routes d'une part et les polluants et les types de revêtement d'autre part. La classification *k-means* des tronçons selon les niveaux des quatre polluants a révélé six types d'environnements urbains, dont deux extrêmes – l'une caractérisés par des niveaux élevés pour les quatre polluants et l'autre par des niveaux faibles pour les quatre polluants – et quatre autres avec des combinaisons différentes de niveaux faibles et élevés de polluants. Concernant l'analyse exploratoire de l'équité environnementale, la situation semble plutôt nuancée : 1) les rues de la commune la plus pauvre (Attécoubé) appartiennent majoritairement à la classe avec les niveaux les plus élevés pour les quatre polluants; 2) les rues de Cocody (la deuxième commune la plus nantie) sont majoritairement classées dans la catégorie avec les plus faibles niveaux de polluants; 3) par contre, pour les autres communes, le portrait est plus contrasté.

## CHAPITRE 6 : DISCUSSION DES RÉSULTATS ET PERSPECTIVES

Dans ce dernier chapitre, nous proposons une synthèse et une discussion des différents résultats obtenus. Premièrement, nous rappelons les résultats des analyses descriptives pour les différents polluants étudiés afin de cerner les niveaux de pollution durant la période de collecte. Deuxièmement, les résultats sont comparés à ceux obtenus dans des études antérieures menées dans des villes des Nord et des Suds. Troisièmement, nous discutons des enjeux entourant la mobilité durable dans les villes africaines. Finalement, nous concluons avec les forces, les limites et les perspectives de recherche de notre étude.

### 6.1. Rappel des principaux résultats

#### 6.1.1. Bruit

Durant la collecte de données à Abidjan, nous avons obtenu des niveaux de bruit très élevés pour les six descripteurs de bruit, avec notamment des valeurs moyennes de 75,7 dB(A) pour le  $L_{Aeq,30s}$ , de 66,5 dB(A) et de 89,0 dB(A) pour les deux indicateurs de crête ( $L_{Amin}$  et  $L_{Amax}$ ).

À l'exception du  $L_{Amax}$ , la qualité d'ajustement des modèles bayésiens ( $R^2$  de 0,432 à 0,524) est suffisante pour qu'ils puissent être utilisés pour prédire les différents descripteurs de bruit pour l'ensemble de la ville. Par ailleurs, les corrélations entre les différents descripteurs du bruit sont fortes puisque la plus faible corrélation obtenue est de 0,63. Cette forte corrélation signifie que les descripteurs de bruit sont étroitement liés les uns aux autres. Dans un environnement bruyant avec une source constante et régulière de bruit, comme un trafic routier continu, les descripteurs sont fortement corrélés. Cela signale donc que la ville d'Abidjan constitue un environnement dans lequel les niveaux de bruit sont élevés et constants et les pics de bruit sont souvent associés à un niveau sonore de fond élevé.

### 6.1.2. Polluants atmosphériques

Pour les polluants atmosphériques, les valeurs moyennes des concentrations du NO<sub>2</sub>, des PM<sub>2,5</sub> et des PM<sub>10</sub> sont respectivement de 91,4 µg/m<sup>3</sup>, 23,3 µg/m<sup>3</sup> et 90,6 µg/m<sup>3</sup> durant la période de collecte. Le dioxyde d'azote présente la plus forte variation comparativement aux polluants particulaires (coefficient de variation de 1,59 contre 1,38 et 1,08). Sans surprise, nous avons obtenu une corrélation forte et positive ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,001$ ) entre les deux polluants particulaires (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>). Cette forte corrélation s'explique par le fait que ces particules proviennent des mêmes sources, principalement du transport routier et des routes non asphaltées. Concernant la qualité d'ajustement des modèles bayésiens, nous avons constaté qu'elle est largement supérieure pour le NO<sub>2</sub> ( $R^2 = 0,696$ ) comparativement aux PM<sub>2,5</sub> et aux PM<sub>10</sub> (0,451 et 0,425). Notons aussi que le modèle pour le PM<sub>2,5</sub> est plus performant que celui du PM<sub>10</sub>. En résumé, dans des études antérieures menées dans des villes d'Afrique de l'Ouest, s'il fallait se limiter à mesurer un polluant gazeux et un polluant particulaire, le choix du NO<sub>2</sub> et PM<sub>2,5</sub> semblerait judicieux puisqu'ils ont une forte variabilité dans la ville et sont « modélisables » avec une plus grande précision.

#### Quels constats?

En définitive, que ce soit pour les polluants sonore et atmosphérique, nous avons des valeurs moyennes d'exposition bien supérieures aux seuils recommandés de l'OMS et de la législation ivoirienne (tableau 25). Bien qu'elles soient intéressantes, ces comparaisons recommandent à la prudence dans les interprétations puisque nous ne tenons pas compte de la même temporalité.

**Tableau 25.** Comparaison des valeurs obtenues dans l'études avec les valeurs recommandées de l'OMS et de la Côte d'Ivoire

Polluants	Notre étude (moyenne)	Valeur recommandée (OMS)	Valeur recommandée (Côte d'Ivoire)
Bruit du trafic	$L_{Aeq,30s} : 75,7$ dB(A)	$L_{den} : 53$ dB(A)	$L_{den} : 40$ dB(A)
NO <sub>2</sub>	91,4 µg/m <sup>3</sup>	25 µg/m <sup>3</sup> (sur 24 heures)	200 µg/m <sup>3</sup> (moyenne horaire)
PM <sub>2,5</sub>	23,3 µg/m <sup>3</sup>	15 µg/m <sup>3</sup> (sur 24 heures)	10 µg/m <sup>3</sup> (sur 24 heures)
PM <sub>10</sub>	90,6 µg/m <sup>3</sup>	45 µg/m <sup>3</sup> (sur 24 heures)	50 µg/m <sup>3</sup> (sur 24 heures)

### **6.1.3. Équité environnementale**

À titre de rappel, notre analyse exploratoire de l'équité environnementale à Abidjan démontre que les communes les plus pauvres ne sont pas systématiquement dans les secteurs les plus pollués de la ville. Ainsi, en prenant en compte l'ensemble des polluants, il n'existe pas de relation linéaire entre les pollutions et le statut économique de toutes les communes. Sur les neuf communes considérées, les résultats indiquent que la commune pauvre d'Attécoubé connaît une iniquité. La commune riche de Cocody dans l'ensemble a des niveaux bas des polluants. Concernant les sept autres communes, la situation d'iniquité n'est pas évidente. En conséquence, Abidjan est une ville à fort intérêt dans le cadre des études en équité environnementale. Le diagnostic exploratoire que nous avons posé mériterait d'être approfondi à partir de données de recensement fiables et à une échelle fine.

### **6.1.4. Environnement et pollutions**

Un des objectifs de la recherche était d'identifier les éléments du micro-environnement qui sont associés à une augmentation ou à une diminution des concentrations de polluants. Que ce soit pour le bruit ou les polluants atmosphériques, les résultats des modèles bayésiens ont montré les effets importants des types d'axes routiers. Étant donné que les polluants et le bruit proviennent essentiellement de la circulation routière, les niveaux de concentration et d'exposition étaient systématiquement plus élevés sur les autoroutes et les routes primaires que sur les rues résidentielles, toutes choses étant égales par ailleurs. Fait surprenant, les routes non asphaltées (terre ou sable), une spécificité des villes des Suds, étaient associées à une diminution de tous les polluants atmosphériques et de trois descripteurs du bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{A10}$  et  $L_{A90}$ ). Or, les routes non revêtues sont une source importante de poussière. Nous nous attendions donc à avoir des coefficients significatifs et positifs, surtout pour les deux polluants particuliers, même s'il y a habituellement moins de circulation sur ces routes.

Notre second objectif consistait à produire des cartes des différents polluants. L'analyse de ces cartes a permis de mettre en exergue deux constats importants. Premièrement, les niveaux plus élevés prédits par les modèles s'observent sur les grands axes (autoroutes ou routes primaires, secondaires et tertiaires), tant pour les indicateurs de bruit que pour les trois polluants atmosphériques. Cela n'est pas étonnant puisque la densité du trafic y est plus importante.

Deuxièmement, la distribution spatiale des polluants et du bruit montre que, de manière générale, les communes les plus défavorisées présentent les niveaux de concentration les plus forts, mais pas pour l'ensemble des polluants, excepté la commune d'Attécoubé. Toutefois, il existe une différence entre le dioxyde d'azote et les matières particulaires : les fortes valeurs moyennes de NO<sub>2</sub> sont observées dans des communes caractérisées par une très grande circulation routière, tandis que les fortes valeurs de matières particulaires le sont dans des communes ayant majoritairement des routes non asphaltées.

Notre dernier objectif était de classer les tronçons routiers de l'ensemble de la ville d'Abidjan en fonction des deux nuisances (pollutions atmosphériques et bruit) afin de connaître la nature des différentes zones (très polluée, faiblement polluée et intermédiaire).

## **6.2. Interprétation en fonction de la littérature**

### **6.2.1. Pollution sonore : comparaison avec des travaux antérieurs**

#### **Comparaison avec des villes des Nord**

Dans une étude comparative réalisée dans trois villes européennes (Helsinki, capitale de la Finlande; Rotterdam, deuxième plus grande ville des Pays-Bas et Thessalonique, deuxième plus grande ville de Grèce), les auteurs ont trouvé des niveaux de bruit élevés et largement supérieurs à la valeur recommandée par l'OMS (53 décibels (dB)  $L_{den}$ ) : 70 dB(A) à Rotterdam, 73 dB(A) à Helsinki, et 75 dB(A) à Thessalonique (Okokon et al. 2017). Par ailleurs, dans d'autres études portant sur des villes des Nord, les auteurs rapportent des niveaux de bruit dans les villes du Nord global (68,4, 69,1, 70,7, 73,4 dB(A)  $L_{Aeq,1min}$  pour respectivement Copenhague, Lyon, Montréal, Paris) (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2022). La comparaison avec ces deux dernières études est particulièrement intéressante, car elles utilisent la même méthode de collecte, les mêmes appareils portatifs à faible coût et quasiment la même méthode de traitement que la nôtre. Nous constatons ainsi que la valeur moyenne de  $L_{Aeq,30s}$  obtenue à Abidjan (75,7 dB(A)) est sans conteste bien au-dessus des valeurs rapportées pour ces villes européennes.



## Comparaison avec des villes des Suds

Par contre, les niveaux de bruit sont inférieurs à ceux mesurés avec des collectes extensives à vélo à Hô Chi Minh-Ville et à Delhi (78,8 et 79,7 dB(A),  $L_{Aeq,1min}$ ) (Gelb et Apparicio 2019; Gelb et Apparicio 2021). Les résultats obtenus pour les modèles bayésiens pour Abidjan révèlent également des similitudes intéressantes avec ces vastes collectes de données à vélo dans d'autres villes. Premièrement, la *spline* temporelle a révélé que les niveaux de bruit varient peu au cours de la journée, ce qui corrobore l'étude réalisée à Delhi (Apparicio et al. 2021). Deuxièmement, sans surprise, les niveaux de bruit les plus élevés ont été enregistrés sur les grands axes. À titre de rappel, comparativement à une rue résidentielle, nous avons mesuré en moyenne des niveaux de bruit plus élevés sur les autoroutes (8,2 dB(A)), les routes principales (6,2), les routes secondaires (4,6) et les routes tertiaires (3,9), toutes choses étant égales par ailleurs. Néanmoins, ces différences sont plus importantes que celles rapportées pour Delhi (respectivement 4,1, 3,6, 2,4 et 1,5). Cela pourrait être dû à la moindre densité de l'habitat, de la population, de la circulation et de l'activité humaine dans les rues résidentielles d'Abidjan que dans les rues de Delhi.

Dans les villes africaines, les niveaux de bruit sont souvent très élevés. Par exemple, dans une étude dont l'objectif était de comparer les niveaux de bruit sur plusieurs axes routiers à Port Harcourt (État de Rivers, Nigeria), Nwaerema et al. (2022) ont rapporté des niveaux compris entre 99,5 dB et 95,5 dB. Ces niveaux sont de loin largement supérieurs au 75,7 dB(A) trouvé à Abidjan. Cette étude a mis en évidence le fait que plus la circulation est importante, plus les niveaux de bruit sont élevés. Les résultats des modèles bayésiens corroborent ce constat.

Dans une autre étude comparative entre deux zones urbaines (Ibadan et Ile-Ife, Nigeria), les auteurs ont trouvé des valeurs moyennes de bruit de 74,01 et de 70,32 dB(A) à Ibadan et Ile-Ife (Baloye et Palamuleni, 2022). Bien que nous n'utilisions pas le même matériel de collecte, la comparaison avec ces études est intéressante, car nous partageons le même espace géographique, soit l'Afrique de l'Ouest. De plus, les villes des pays de l'Afrique de l'Ouest présentent plusieurs caractéristiques communes, notamment une forte croissance démographique et urbaine, qui est responsable d'une augmentation du bruit lié à la circulation automobile et aux activités industrielles et commerciales. Or, il s'avère que les niveaux de bruit mesurés à Abidjan sont proches de ceux d'Ibadan.

## 6.2.2. Pollution atmosphérique : comparaison avec des travaux antérieurs

### Comparaison avec des villes des Nords

À titre de rappel, nous avons obtenu des niveaux de concentration des polluants atmosphériques supérieurs aux niveaux recommandés, mais ceux-ci s'inscrivent dans la même tendance que ceux de plusieurs villes des Nords. L'étude comparative d'Okokon et al. (2017) a trouvé des valeurs de polluants très élevées, particulièrement pour la ville de Thessalonique. Les niveaux moyens dans cette ville étaient respectivement de  $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et de  $131 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{PM}_{2,5}$  et le  $\text{PM}_{10}$ . Ces valeurs sont largement supérieures à celles que nous avons obtenues à Abidjan. Quant au dioxyde d'azote, les résultats sont bien différents d'une étude à l'autre. Dans une étude réalisée à Rome (Italie), Rosenlund et al. (2008) ont rapporté une concentration moyenne de  $46,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alors qu'Apparicio et al. (2020) ont rapporté, dans une étude réalisée à Lyon (France), une concentration moyenne de  $190,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  due à des conditions exceptionnelles.

« Aussi, durant la semaine du 25 février 2019, la qualité de l'air était mauvaise à Lyon (vigilance rouge), avec des niveaux dépassant les valeurs guides pour les particules fines (Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, 2019). Cet épisode résultait de conditions météorologiques particulières (faible vent et phénomène d'inversion thermique) ne favorisant pas la dispersion horizontale et verticale des polluants et, autrement dit favorisant leur accumulation » (Apparicio et al. (2020), p. 257).

Par ailleurs, selon les résultats de nos modèles bayésiens, l'environnement routier joue un rôle prépondérant sur les niveaux de concentration des polluants. En effet, quel que soit le polluant considéré, les niveaux sont systématiquement plus élevés sur les autoroutes et les routes primaires, secondaires et tertiaires comparativement à une rue résidentielle, toutes choses étant égales par ailleurs. Ces résultats corroborent ceux d'Apparicio et al. (2020) à Lyon (France) pour le dioxyde d'azote.

### Comparaison avec des villes des Suds

Les villes des Suds présentent des niveaux extrêmement élevés. Par exemple, pour le  $\text{NO}_2$ , des niveaux de concentration et d'exposition de  $201,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et de  $218,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ont été respectivement obtenus à Delhi et à Mexico (Apparicio et al. 2020; Apparicio et al. 2021). Ces niveaux sont largement supérieurs aux nôtres ( $91,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{NO}_2$ ). Les concentrations des polluants particuliers sont toutes aussi élevées. Dans une étude réalisée au Rwanda, les concentrations moyennes sur 24 h de  $\text{PM}_{2,5}$  et de  $\text{PM}_{10}$  étaient plus élevées dans les sites urbains,

surtout au bord de routes urbaines, soit respectivement 185,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 214,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Kalisa et al. 2018). À Accra (Ghana), Rooney et al. (2012), ont rapporté une concentration moyenne de 53,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{PM}_{2,5}$  et de 144,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le  $\text{PM}_{10}$ . Comme nous pouvons le constater, toutes ces valeurs sans exception sont plus élevées que celles que nous avons obtenues à Abidjan. Par ailleurs, nos résultats présentent des similitudes avec ceux de Rooney et al. (2012), bien que les méthodes de collecte (mobile versus fixe) et les constructions des modèles de régression diffèrent.

### **6.2.3. Équité environnementale : comparaison avec des travaux antérieurs**

#### **Comparaison avec des villes des Nord**

En matière d'analyse des résultats de l'équité environnementale, les villes des Nord sont des exemples, puisqu'elles ont fait l'objet de plusieurs études. Ainsi, des recherches réalisées dans les villes de Birmingham (Royaume-Uni), la région de Rijnmond (Pays-Bas), Boston et Minnesota (États-Unis) rapportent des associations positives entre les niveaux de bruit et le statut socioéconomique des populations (Brainard et al. 2004; Kruize et Bouwman 2004; Ogneva-Himmelberger et Cooperman 2010; Nega et al. 2013). Aussi, Havard et al. (2011) montrent, dans leur étude, que les populations favorisées de la ville de Paris sont soumises aux niveaux sonores les plus élevés. Toujours en France, pour la métropole strasbourgeoise (France), Havard et al. (2009) rapportent l'existence de disparités socioéconomiques quant à l'exposition à la pollution atmosphérique liée au trafic routier. À Montréal (Canada), des études concluent à l'existence d'iniquité environnementale en matière de polluants atmosphériques (Carrier et al. 2016) et de bruit (Carrier, Apparicio et Séguin 2016) pour les personnes à faible revenu.

Cependant, dans une étude réalisée dans la région de Marseille, Bocquier et al. (2013) ont trouvé une faible relation entre les niveaux de bruit et le statut socioéconomique. Ce résultat est bien en accord avec les nôtres.

#### **Comparaison avec des villes des Sud**

Les études qui analysent les liens entre différentes formes et différents types de pollutions et le statut social des individus ou des ménages dans les villes des Sud, plus particulièrement les villes africaines, sont rares comparativement aux études dans les villes des Nord.

Des auteurs en Inde (Pucher et al. 2005; Chakraborty et Basu 2021), en Afrique du Sud (Ojelede, Annegarn et Kneen 2012; Wright et al. 2014) et à Accra (Ghana) (Rooney et al. 2012) rapportent des situations d'iniquité environnementale. En effet, ils mettent en évidence le fait que les populations les plus pauvres vivent dans les secteurs les plus pollués par le bruit et les polluants atmosphériques. À titre de rappel, l'une des rares recherches sur l'équité environnementale en Afrique de l'Ouest menée à Accra (Ghana) rapporte que les niveaux de  $PM_{2,5}$  et de  $PM_{10}$  sont plus élevés dans les quartiers à statut socioéconomique plus bas et inversement (Rooney et al. 2012). Cette étude n'a pas tenu compte du dioxyde d'azote, cependant ses résultats sont très intéressants.

Ces résultats sont bien différents de ceux que nous avons obtenus. Cela est bien surprenant, surtout pour Accra, une ville qui partage beaucoup de caractéristiques (physiques, populationnelles, socioéconomiques) avec Abidjan. Certes, nous n'avons pas utilisé les mêmes types de données, mais nous nous attendions à des résultats similaires.

### **Abidjan : quels constats?**

Les niveaux de polluants collectés et modélisés permettent de considérer Abidjan comme une ville très bruyante et assez polluée pour les polluants retenus dans cette étude. Ce constat montre que les concentrations de polluants mesurés dans la ville sont toujours au-dessus des valeurs limites d'exposition journalière et annuelle recommandées par l'OMS. En ce qui concerne le bruit, sur les six indicateurs retenus, seuls deux ( $L_{A50}$  et  $L_{Amin}$ ) ont des minimums inférieurs au seuil de 53 dB(A) recommandé par l'OMS. Tous les autres indicateurs ont des minimums et des maximums qui dépassent ce seuil. Concernant le  $NO_2$ , alors que la norme recommandée de l'OMS est de  $25 \mu g/m^3$  comme moyenne journalière, nous avons des valeurs qui oscillent entre  $32,9 \mu g/m^3$  et  $116 \mu g/m^3$ . Cela indique l'importance de ce polluant d'une part et le fait que toute la ville est concernée d'autre part. En ce qui concerne les polluants particulaires, les bornes inférieures sont en dessous (soit  $12,1 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{2,5}$  et  $29,6 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{10}$ ) et les bornes supérieures sont au-dessus (soit  $30,8 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{2,5}$  et  $93 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{10}$ ) des valeurs recommandées (soit  $15 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{2,5}$  et  $45 \mu g/m^3$  pour le  $PM_{10}$ ). Ce qui indique que, pour ces deux polluants, certains secteurs de la ville sont moins pollués, cependant la majeure partie de l'espace d'étude reste très polluée.

Bien qu'Abidjan soit une ville très polluée, la ville a des niveaux de polluants parfois en dessous des valeurs trouvées dans certaines grandes villes des Suds et des Nords. Bien que nous ayons collecté sur une courte durée, nos résultats permettent d'avoir une idée des niveaux de pollution actuels.

#### **6.2.4. Compréhension de la multiexposition**

La multiexposition fait référence à la situation où une personne est simultanément exposée à plusieurs sources de pollution. Dans notre cas, il s'agit de l'exposition à la fois atmosphérique et sonore. En plus d'avoir des effets sur la santé, la multiexposition aux polluants atmosphériques et sonores peut avoir des effets synergiques, ce qui signifie que les effets combinés peuvent être plus graves que ceux résultant de chaque type de pollution pris individuellement. Il est important d'explorer la question de la multiexposition, car beaucoup de territoires et de populations y font face. La littérature établit que les articles scientifiques traitant de ces deux nuisances ne sont pas suffisants. C'est ce qui a fait dire à certains auteurs, entre autres (Davies et al. 2009; Okokon et al. 2017), que les pollutions du trafic (polluants et bruits) ne sont pas traitées ensemble de manière générale, ce qui limite la connaissance et la compréhension des variations simultanées et de l'exposition partagée à ces pollutions. Cette situation peut s'expliquer par le fait que, bien qu'ayant souvent la même source (Morawska et al. 2018; Okokon et al. 2017), il est difficile de les évaluer de manière conjointe (Tenailleau et al. 2016). C'est pour combler cette limite que nous avons lancé cette étude, en plus dans une zone géographique moins étudiée. Ainsi, cette étude a utilisé la méthode de classification (*k-means*).

Ainsi, cette méthode nous a permis de caractériser la ville d'Abidjan afin de connaître les zones les plus ou les moins polluées et les zones intermédiaires selon diverses situations. Dans la même veine, Tenailleau et al. (2016) rapportent que les situations de multiexposition peuvent varier considérablement dans une ville et que cette variation peut s'expliquer par l'impact des éléments de l'environnement urbain. Aussi, notre étude a mis en lumière le fait que, quel que soit l'endroit considéré à Abidjan, les populations sont toujours exposées à plusieurs polluants avec des intensités variables. Or, très peu d'études ou de chercheurs se sont intéressés à ce phénomène dans cette ville. À notre connaissance, notre étude est la première à tenter cet exercice en incluant des polluants gazeux, particuliers et sonores, et à donner un aperçu et des pistes d'explication.

#### **6.2.5. Dimension spatiale et pollutions**

Les pollutions peuvent être influencées par les dimensions spatiales, c'est-à-dire la manière dont les caractéristiques spatiales d'une zone géographique spécifique ont un impact sur la pollution. Les dimensions spatiales des pollutions comprennent la distribution géographique des

sources de pollution, la densité de population, l'utilisation des terres, les caractéristiques topographiques, les conditions météorologiques locales, les facteurs du microenvironnement, etc.

L'une des contributions de cette étude était de connaître la contribution de certains éléments de l'environnement urbain sur les niveaux potentiels d'exposition des populations. Bien qu'il existe quelques études portant sur les pollutions notamment atmosphériques à Abidjan, à notre connaissance, aucune n'avait exploré cette dimension. Dans notre étude, l'accent a été mis sur la mobilité des populations abidjanaises, car celle-ci constitue un facteur important faisant varier les niveaux de concentration et d'exposition. À ce propos, Dias et Tchepel (2018) expliquent que les schémas des mobilités sont importants, car ils permettent d'évaluer avec précision l'exposition personnelle des individus. Ces auteurs soutiennent aussi que ce schéma est un véritable indicateur du temps de contact entre l'individu et les polluants. Dans notre cas, la grande circulation sur les principaux axes routiers, la présence de feux tricolores et les heures de pointe du matin et du soir entraînant des pics de pollution liée au trafic sont des marqueurs de cette mobilité. Ainsi, dans notre étude, nous avons trouvé que les niveaux des polluants considérés sont systématiquement élevés sur les autoroutes et les routes primaires et secondaires comparativement à ceux sur une rue résidentielle. Bien évidemment, la circulation est plus importante sur ces routes, ce qui explique une variation d'un lieu à un autre, étant donné que le rythme de la circulation et la morphologie urbaine ne sont pas les mêmes partout. Aussi, nous avons trouvé que, toutes choses égales par ailleurs, certains secteurs de la ville se caractérisent par des niveaux d'exposition aux différents polluants plus élevés. Par ailleurs, notre classification de la zone d'étude, en tenant compte des quatre polluants, met en évidence que les communes centrales et défavorisées d'Adjamé et d'Attécoubé sont très polluées. Aussi, les concentrations les plus élevées des quatre polluants sont localisées à proximité du réseau autoroutier et des principales artères qui traversent la ville (surtout dans les communes de Yopougon et d'Abobo). Ces résultats sont en accord avec ceux de Carrier et al. (2014) dans leur étude réalisée à Montréal.

Par conséquent, les populations des communes d'Adjamé et d'Attécoubé d'une part et celles des communes de Yopougon et d'Abobo vivant à proximité du réseau autoroutier et des principales artères d'autre part sont exposées à une multiexposition constante. Quant aux communes périphériques, elles présentent des situations beaucoup plus contrastées et des expositions à un ou deux polluants.

### 6.3. Mobilité durable et villes africaines

L'Afrique est le continent où le développement de la mobilité durable est possible. Les deux modes de transport clés de la mobilité durable sont la marche et le vélo. À ce propos, Sietchiping, Permezel et Ngomsi (2012), parlant des villes de la région de l'Afrique subsaharienne, expliquent que : « *les modes de mobilité urbaine sont fortement dépendants des revenus. Les options de transport sont limitées. En effet, la marche et le vélo sont souvent les principaux moyens disponibles pour la majorité des navetteurs urbains* » (p. 1). Nous allons expliquer un plus en détail le rôle de ces deux facteurs dans le contexte subsaharien.

Premièrement, le pourcentage des déplacements attribué à la marche est considérablement élevé. En effet, dans les villes subsahariennes, 70 à 80 % de tous les déplacements urbains sont effectués à pied (Godard 2013). Pour des villes comme Conakry (Guinée) et Dakar (Sénégal), la marche constitue trois quarts des déplacements (Diaz Olvera, Plat et Pochet, 2013). Cela participe à la réduction des pollutions, à l'amélioration de la santé des populations et à la réduction des dépenses en matière de transport. En effet, les transports motorisés coûtent cher pour les populations pauvres. Par exemple, dans l'espace ouest-africain et indépendamment des villes, entre 16 % et 20 % des revenus des ménages sont attribués aux déplacements (Diaz Olvera, Plat et Pochet, 2013).

Deuxièmement, le vélo est une alternative à l'utilisation en masse des voitures. En effet, en termes d'achat et d'entretien, le vélo coûte beaucoup moins cher que les transports motorisés (Ellison et De Wet, 2022). Dans une étude portant sur la possession et l'utilisation d'un vélo dans 150 pays, Oke et al. (2015) estiment que le continent africain progresse assez bien en la matière. Des pays comme la Côte d'Ivoire et le Mali ont des taux de 40 %; le Burkina Faso est une exception dans tout le continent africain avec un taux de 81 % (Oke et al. 2015). Bien que cette recherche porte sur l'ensemble du pays, c'est-à-dire prenant en compte les milieux urbains et ruraux, les taux très élevés donnent un aperçu de l'importance du vélo dans ces espaces.

Ainsi, comme nous le constatons, la pratique quotidienne de la marche et l'utilisation du vélo comme moyen de déplacement ont les trois avantages suivants :

- 1) un environnement sain (bénéfice collectif pour toute la ville);
- 2) une bonne santé (bénéfice sanitaire individuel).

Notre connaissance de certaines villes ouest-africaines nous permet de dire que le problème rencontré par les piétons et les cyclistes est le fait de partager les tronçons de rues avec les voitures. C'est le cas à Abidjan, car la ville ne dispose d'aucune piste cyclable.

Après ces deux facteurs, nous pouvons bien évidemment parler d'un troisième qui est l'introduction des voitures électriques et la prise de certaines mesures pour accompagner la mise en place de villes saines. En effet, bien qu'accusant du retard en la matière, les véhicules de transport public font de plus en plus partie du paysage ouest-africain (Collett et al. 2021). Dans ce contexte et vu le contexte mondial marqué par la volonté de réduire les polluants, adopter les véhicules électriques en Afrique subsaharienne est non seulement une nécessité, mais est inévitable (Collett et al. 2021). Pour faciliter la mise en place de l'utilisation des véhicules électriques, un pays comme le Ghana a, en 2019, opté pour la réduction d'impôts pour les véhicules électriques (Ayeter, Quansah et Adjei 2020). Le problème que peuvent rencontrer les pays africains avec les véhicules électriques est la rareté des infrastructures de recharge des véhicules et la stabilité dans la production de l'électricité. Conscients de ces problèmes, les pays se préparent à apporter une réponse adéquate (Okokon et al. 2017).

#### 6.4. Forces et limites

À l'instar des recherches antérieures basées sur de vastes collectes de données à vélo (Gelb et Apparicio 2019; Apparicio et al. 2020b; Apparicio et al. 2021; Apparicio et al. 2020a), l'originalité de cette étude réside dans la réalisation de plusieurs cartes de bruit, pour six descripteurs du bruit ( $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$ ,  $L_{Amax}$ ) et pour trois polluants ( $NO_2$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ) pour l'ensemble de la ville d'Abidjan. Ce travail s'inscrit ainsi dans le courant des études sur la pollution de l'air avec des *land use regression* (LUR) (Hoek et al. 2008). Concernant le bruit, l'étude constitue une étude pionnière sur les nuisances sonores à Abidjan qui, contrairement à de nombreuses autres villes africaines, manque de cartes de bruit. Et concernant la pollution atmosphérique, elle s'inscrit dans la continuité des études existantes. Rappelons que nous avons répertorié uniquement deux études produisant des cartes de concentration des polluants dans les villes d'Afrique de l'Ouest, toutes deux réalisées à Abidjan (Bahino et al. 2018; Gnamien et al. 2021). Toutefois, ces deux études et la nôtre s'inscrivent dans des paradigmes bien différents :

1) la production de cartes de pollution de l'air à une échelle régionale basée sur des données issues d'un petit nombre de stations fixes et des méthodes d'interpolation spatiale (pondération inverse à la distance et krigeage);



2) la production de cartes à une échelle fine (au niveau des tronçons routiers) avec une méthode de collecte extensive et une approche de type LUR.

Bien que le volume de données collectées sur les polluants atmosphériques soit considérable (71 heures et 920 kilomètres dans les rues d'Abidjan), comme toute recherche, ce travail présente plusieurs limites.

Premièrement, les données ont été collectées durant une période limitée, soit du 3 au 9 décembre 2021 entre 8 h et 18 h. Ainsi, elles n'englobent pas les données sur le bruit du trafic routier et ne fournissent aucune information sur les niveaux de pollution la nuit. Or, le bruit du trafic routier la nuit est reconnu comme ayant des impacts significatifs sur le sommeil et la santé (Muzet 2007; Carrier, Apparicio et Séguin 2016). Dans ces conditions, nos résultats ne peuvent pas être extrapolés à un certain niveau et ne peuvent pas être comparés aux résultats des études portant sur le long terme et utilisant comme descripteur le  $L_{DEN}$ . Aussi, nos résultats ne peuvent pas permettre d'analyser la distribution temporelle des polluants gazeux et particulaires tout au long de l'année. Néanmoins, nous avons soigneusement choisi une période d'étude représentative d'une semaine typique de l'harmattan et non fériée, et les résultats sur les effets des variables explicatives sur l'exposition aux polluants et au bruit restent valables. Comme mentionné dans une précédente étude (Gelb et Apparicio 2022), il serait intéressant de répliquer l'analyse à un autre moment de l'année, en utilisant une approche bayésienne, pour mettre à jour les connaissances actuelles sur les pollutions dans les villes des Suds.

Deuxièmement, bien que le recours aux données d'OSM se soit avéré efficace pour modéliser les trois polluants atmosphériques et les six indicateurs du bruit, nous avons omis d'autres variables explicatives relatives au trafic en temps réel (De Coensel, Brown et Tomerini 2016), à la végétation (Chen et al. 2016; Klingberg et al. 2017; Ow et Ghosh 2017; Margaritis et al. 2018) et aux bâtiments (canyons de rue) (Hoek et al. 2008; Sanchez et al. 2018) qui pourraient toutes affecter de manière significative les niveaux des polluants. En effet, plus le trafic est important, plus les niveaux de concentration des polluants augmentent habituellement. Cependant, la présence de la végétation fait diminuer la quantité des polluants par la capacité d'absorption des plantes. Ces données spatiales secondaires ne sont malheureusement pas disponibles pour Abidjan, comme pour de nombreuses villes d'Afrique de l'Ouest.

Troisièmement, du fait de l'absence d'un réseau public de surveillance de la qualité de l'air à Abidjan, nous n'avons pas utilisé de données issues de stations fixes. L'accès à de telles données permet d'introduire des données sur la pollution d'arrière-plan dans les modèles bayésiens, mais

aussi de calibrer les appareils mobiles Aeroqual. Concernant ce dernier point, trois éléments viennent « atténuer » l'imprécision des capteurs mobiles comparativement aux stations fixes :

- 1) les capteurs de pollution ont été calibrés chez le fournisseur avant la collecte;
- 2) pour chaque polluant et participant, deux appareils ont été utilisés;
- 3) la variabilité systématique des capteurs a été contrôlée avec l'ajout de l'effet de participant dans les modèles.

## **6.5. Perspectives**

Les résultats de cette recherche permettent de formuler des recommandations au niveau de la recherche scientifique et au niveau des politiques publiques.

Concernant la recherche scientifique, étant donné que les villes des Suds sont beaucoup polluées et moins étudiées, il serait intéressant d'adopter la méthodologie développée dans cette thèse afin de la répliquer dans d'autres villes d'Afrique de l'Ouest. Car en plus d'être novatrice, elle est moins coûteuse et facile à mettre en œuvre. Pour ces raisons, elle peut être une base pour de futures recherches. En effet, multiplier les recherches à plusieurs moments de la journée et de l'année va faciliter la connaissance et la maîtrise des problèmes environnementaux (pollutions atmosphérique et sonore). Par ailleurs, cette méthode est complémentaire aux méthodes de collecte fixe. Dans cette recherche, les méthodes bayésiennes ont été utilisées au profit des algorithmes d'apprentissage automatique. Ce choix s'explique par le fait que la première méthode possède un pouvoir moyen de prédiction et une forte capacité d'explication. Contrairement à celle-ci, les algorithmes d'apprentissage automatique possèdent une très forte capacité de prédiction, mais une plus faible capacité d'explication. Dans de futurs travaux, il serait pertinent de comparer la capacité prédictive des modèles bayésiens avec des modèles d'apprentissage automatique.

Aussi, il serait intéressant d'étudier les pollutions dans une approche pluridisciplinaire. En effet, il y a un besoin de développer une approche intégrant d'autres disciplines scientifiques comme la santé publique, l'épidémiologie, la géographie, l'urbanisme et les sciences humaines et sociales. Cela permettrait aux universitaires de développer certains aspects comme la multiexposition et l'équité environnementale qui n'ont pas été profondément traités dans cette thèse faute de données de qualité à une échelle fine. Le concept de la multiexposition doit également être étendu à d'autres formes de pollutions que celles étudiées dans cette thèse, par exemple la pollution

intérieure. Celle-ci est aussi dangereuse que la pollution de l'air extérieure. En effet, les gens passent plus de 80 % de leur temps à l'intérieur (Hayes 2012), aussi, selon l'OMS :

*« Environ 2,4 milliards de personnes dans le monde (soit environ un tiers de la population mondiale) font la cuisine à l'aide de foyers ouverts ou de fourneaux inefficaces utilisant du pétrole, de la biomasse (bois, déjections animales, résidus agricoles) et du charbon, ce qui engendre une pollution nocive à l'intérieur des habitations »<sup>29</sup>.*

Parmi ces installations ceux-ci, 80 % et plus sont identifiés en Asie du Sud et en Afrique subsaharienne (Bruce et al. 2006). Dans ces conditions, caractériser cette pollution est un impératif pour les chercheurs des villes des Suds.

Deuxièmement, cette recherche peut permettre d'éclairer les décideurs. D'abord, il est impératif de développer et moderniser le système de transport en commun afin de réduire les émissions des véhicules motorisés personnels. Aussi, il faudrait éduquer et sensibiliser les populations sur les enjeux environnementaux du bruit et de la pollution de l'air et ses impacts sur leur santé et qualité de vie. En effet, cette prise de conscience pourrait conduire des habitants de la ville d'Abidjan à délaisser leurs véhicules personnels au profit d'un transport en commun devenu moderne, efficace et abordable. Enfin, à l'instar des villes des Nord, mais aussi de plusieurs villes des Suds (d'Amérique latine par exemple), il conviendrait d'aménager et développer un réseau cyclable afin de favoriser un transfert modal de la voiture vers le vélo. Pour ce faire, il faut sensibiliser la population aux bénéfices individuels et collectifs de la pratique du vélo en ville.

---

<sup>29</sup> <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health>

## BIBLIOGRAPHIE

- Abbass, Rana Alaa, Prashant Kumar et Ahmed El-Gendy. 2020. « Car Users Exposure to Particulate Matter and Gaseous Air Pollutants in Megacity Cairo. » *Sustainable Cities and Society* 56: 102090. doi:10.1016/j.scs.2020.102090.
- Abelsohn, Alan et Dave M. Stieb. 2011. « Effets de la pollution de l'air sur la santé. » *Canadian Family Physician* 57 (8): e280-e287.
- Abera, Asmamaw, Kristoffer Mattisson, Axel Eriksson, Erik Ahlberg, Geremew Sahilu, Bezatu Mengistie, Abebe Genetu Bayih, Abraham Aseffaa, Ebba Malmqvist et Christina Isaxon. 2020. « Air Pollution Measurements and Land-Use Regression in Urban Sub-Saharan Africa Using Low-Cost Sensors—Possibilities and Pitfalls. » *Atmosphere* 11 (12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1357. doi:10.3390/atmos11121357.
- Adon, Aka Jacques. 2019. « Evaluation de l'impact sur la santé de l'aérosol de combustion pour différentes sources urbaines en Afrique de l'Ouest en saison sèche et humide : caractérisation physico-chimique et toxicologique. » Phdthesis, Université Paul Sabatier - Toulouse III. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02880155>.
- Adon, Aka Jacques, Catherine Lioussé, Elhadji Thierno Doumbia, Armelle Baeza-Squiban, Hélène Cachier, Jean-François Léon, Véronique Yoboué, Aristique Barthel Akpo, Corinne Galy-Lacaux, Benjamin Guinot, Cyril Zouiten, Hongmei Xu, Eric Gardrat et Sekou Keita. 2020. « Physico-chemical characterization of urban aerosols from specific combustion sources in West Africa at Abidjan in Côte d'Ivoire and Cotonou in Benin in the frame of the DACCIWA program. » *Atmospheric Chemistry & Physics* 20: 5327-5354. doi:10.5194/acp-20-5327-2020.
- Afroz, Rafia, Mohd Nasir Hassan et Noor Akma Ibrahim. 2003. « Review of Air Pollution and Health Impacts in Malaysia. » *Environmental Research* 92 (2): 71-77. doi:10.1016/S0013-9351(02)00059-2.
- Aga, E., E. Samoli, G. Touloumi, H. R. Anderson, E. Cadum, B. Forsberg, P. Goodman, A. Goren, F. Kotesovec, B. Kriz, M. Macarol-Hiti, S. Medina, A. Paldy, C. Schindler, J. Sunyer, P. Tittanen, B. Wojtyniak, D. Zmirou, J. Schwartz et K. Katsouyanni. 2003. « Short-Term Effects of Ambient Particles on Mortality in the Elderly: Results from 28 Cities in the APHEA2 Project. » *European Respiratory Journal* 21 (40 suppl). European Respiratory Society: 28s-33s. doi:10.1183/09031936.03.00402803.
- Agarwal, Sheetal et Bajrang Lal Swami. 2011. « Road Traffic Noise, Annoyance and Community Health Survey - A Case Study for an Indian City. » *Noise and Health* 13 (53): 272. doi:10.4103/1463-1741.82959.
- Aguilera, Inmaculada, Maria Foraster, Xavier Basagaña, Elisabetta Corradi, Alexandre Deltell, Xavier Morelli, Harish C. Phuleria, Martina S. Ragettli, Marcela Rivera, Alexandre Thomasson, Rémy Slama et Nino Künzli. 2015. « Application of Land Use Regression Modelling to Assess the Spatial Distribution of Road Traffic Noise in Three European Cities. » *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 25 (1). Nature Publishing Group: 97-105. doi:10.1038/jes.2014.61.
- Ahirwar, A. V. et Samir Bajpai. 2015. « Assessment of Noise Pollution during Deepawali Festival in Raipur City Of Chhattisgarh , India. » In . s.l.: s.n. doi:10.15242/iicbe.c0315137.
- Ahmed, Mohiuddin, Raihan Seraj et Syed Mohammed Shamsul Islam. 2020. « The K-Means Algorithm: A Comprehensive Survey and Performance Evaluation. » *Electronics* 9 (8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1295. doi:10.3390/electronics9081295.
- Akintunde, Elijah A., Julius Y. Bayei et John A. Akintunde. 2022. « Noise Level Mapping in University of Jos, Nigeria. » *GeoJournal* 87 (4): 2441-2453. doi:10.1007/s10708-019-10135-w.

- Akpalu, Wisdom, Isaac Dasmani et Peter B. Aglobitse. 2011. « Demand for Cooking Fuels in a Developing Country: To What Extent Do Taste and Preferences Matter? » *Energy Policy* 39 (10). Sustainability of Biofuels: 6525-6531. doi:10.1016/j.enpol.2011.07.054.
- Aletta, Francesco, Jian Kang et Östen Axelsson. 2016. « Soundscape Descriptors and a Conceptual Framework for Developing Predictive Soundscape Models. » *Landscape and Urban Planning* 149: 65-74. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.02.001.
- Ali, S. A. et A. Tamura. 2003. « Road Traffic Noise Levels, Restrictions and Annoyance in Greater Cairo, Egypt. » *Applied Acoustics* 64 (8): 815-823. doi:10.1016/S0003-682X(03)00031-8.
- Alimohammadi, I, P Nassiri, M Azkhosh et M Hoseini. 2010. « Factors Affecting Road Traffic Noise Annoyance among White Collar Employees Working in Téhéran. » 7 (1): 10.
- Alvarez, C.M., R. Hourcade, B. Lefebvre et E. Pilot. 2020. « A scoping review on air quality monitoring, policy and health in west african cities. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (23): 1-28. Scopus. doi:10.3390/ijerph17239151.
- Amegah, A. Kofi et Samuel Agyei-Mensah. 2017. « Urban Air Pollution in Sub-Saharan Africa: Time for Action. » *Environmental Pollution* 220: 738-743. doi:10.1016/j.envpol.2016.09.042.
- Amorim, J.H., V. Rodrigues, R. Tavares, J. Valente et C. Borrego. 2013. « CFD Modelling of the Aerodynamic Effect of Trees on Urban Air Pollution Dispersion. » *Science of The Total Environment* 461-462: 541-551. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.05.031.
- Ana, Godson R. E. E., Derek G. Shendell, G. E. Brown et M. K. C. Sridhar. 2009. « Assessment of Noise and Associated Health Impacts at Selected Secondary Schools in Ibadan, Nigeria. » *Journal of Environmental and Public Health* 2009: e739502. doi:10.1155/2009/739502.
- Anuforum, Anthony C. 2007. « Spatial Distribution and Temporal Variability of Harmattan Dust Haze in Sub-Sahel West Africa. » *Atmospheric Environment* 41 (39): 9079-9090. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.08.003.
- Anuforum, Anthony. C, L. E. Akeh, P. N. Okeke et F. E. Opara. 2007. « Inter-Annual Variability and Long-Term Trend of UV-Absorbing Aerosols during Harmattan Season in Sub-Saharan West Africa. » *Atmospheric Environment* 41 (7): 1550-1559. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.08.024.
- Apparicio, Philippe et Jérémy Gelb. 2020a. « Cyclists' Exposure to Road Traffic Noise: A Comparison of Three North American and European Cities. » *Acoustics* 2 (1). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 73-86. doi:10.3390/acoustics2010006.
- . 2020b. « Cyclists' Exposure to Road Traffic Noise: A Comparison of Three North American and European Cities. » *Acoustics* 2 (1). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 73-86. doi:10.3390/acoustics2010006.
- Apparicio, Philippe, Jérémy Gelb, Vincent Jarry et Éline Lesage-Mann. 2021a. « Cycling in one of the most polluted cities in the world: Exposure to noise and air pollution and potential adverse health impacts in Delhi. » *International Journal of Health Geographics* 20 (1): 18. doi:10.1186/s12942-021-00272-2.
- . 2021b. « Cycling in one of the most polluted cities in the world: Exposure to noise and air pollution and potential adverse health impacts in Delhi. » *International Journal of Health Geographics* 20 (1): 18. doi:10.1186/s12942-021-00272-2.
- . 2021c. « Cycling in one of the most polluted cities in the world: Exposure to noise and air pollution and potential adverse health impacts in Delhi. » *International Journal of Health Geographics* 20 (1): 18. doi:10.1186/s12942-021-00272-2.
- Apparicio, Philippe, Jérémy Gelb, Paula Negron, Mathieu Carrier, Stéphanie Potvin et Elaine Lesage-Mann. 2022. « Cyclists' exposure to air pollution and noise in Mexico-City: contribution of real-time traffic density indicators integrated into GIS. » *Revue internationale de géomatique*.

- Apparicio, Philippe, Jérémy Gelb, Paula Negro-Poblete, Mathieu Carrier, Stéphanie Potvin et Elaine Lesage-Mann. 2020. « Cyclists' Exposure to Air Pollution and Noise in Mexico City - Contribution of Real-Time Traffic Density Indicators Integrated into GIS. » *Revue Internationale de Géomatique* 30 (3-4). Lavoisier: 155-179. doi:10.3166/riq.2021.00110.
- Apparicio, Philippe, Jérémy Gelb, Vincent Jarry, Elaine Desage-Mann, et Sophie Debax. Sous presse. « Exposition des cyclistes à la pollution sonore et atmosphérique à Lyon (France). » *L'espace géographique*.
- Apparicio, Philippe, T.-T.-H. Pham, A.-M. Séguin et S.M. Landry. 2013. « Environmental equity and spatial distribution of vegetation in and around residential areas in Montréal: A double inequity? » *Cahiers de Géographie du Québec* 57 (161): 215-237. Scopus. doi:10.7202/1024902ar.
- Araújo Alves, Juliana, Filipa Neto Paiva, Lígia Torres Silva et Paula Remoaldo. 2020. « Low-Frequency Noise and Its Main Effects on Human Health—A Review of the Literature between 2016 and 2019. » *Applied Sciences* 10 (15). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 5205. doi:10.3390/app10155205.
- Arimoto, R., Y. J. Kim, Y. P. Kim, P. K. Quinn, T. S. Bates, T. L. Anderson, S. Gong, I. Uno, M. Chin, B. J. Huebert, A. D. Clarke, Y. Shinozuka, R. J. Weber, J. R. Anderson, S. A. Guazzotti, R. C. Sullivan, D. A. Sodeman, K. A. Prather et I. N. Sokolik. 2006. « Characterization of Asian Dust during ACE-Asia. » *Global and Planetary Change* 52 (1). Monitoring and Modelling of Asian Dust Storms: 23-56. doi:10.1016/j.gloplacha.2006.02.013.
- Arku, Raphael E., Jose Vallarino, Kathie L. Dionisio, Robert Willis, Hyunok Choi, J. Gaines Wilson, Christina Hemphill, Samuel Agyei-Mensah, John D. Spengler et Majid Ezzati. 2008. « Characterizing Air Pollution in Two Low-Income Neighborhoods in Accra, Ghana. » *Science of The Total Environment* 402 (2): 217-231. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.04.042.
- Assamoi, Eric et C. Liousse. 2010. « A new inventory for two-wheel vehicle emissions in West Africa for 2002. » *Atmospheric Environment* 44: 3985-3996. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.06.048.
- Audrin, T., Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Jérémy Gelb. 2020. « Bruit aérien et équité environnementale dans les quatre plus grandes métropoles canadiennes. » *Canadian Geographer* 64 (1): 155-168. Scopus. doi:10.1111/cag.12571.
- Audrin, Thomas, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2021. « La localisation des écoles primaires et le bruit aérien dans la région métropolitaine de Toronto: un diagnostic d'équité environnementale et une analyse des impacts sur la réussite scolaire. » 44: 13.
- Ay, Merhad, Lale Özbakır, Sinem Kulluk, Burak Gülmez, Güney Öztürk et Sertay Özer. 2023. « FC-Kmeans: Fixed-centered K-means algorithm. » *Expert Systems with Applications* 211: 118656. doi:10.1016/j.eswa.2022.118656.
- Ayeter, G. K., David A. Quansah et Eunice A. Adjei. 2020. « Towards Zero Vehicle Emissions in Africa: A Case Study of Ghana. » *Energy Policy* 143: 111606. doi:10.1016/j.enpol.2020.111606.
- Babayemi, Joshua O., Mary B. Ogundiran et Oladele Osibanjo. 2016. « Overview of Environmental Hazards and Health Effects of Pollution in Developing Countries: A Case Study of Nigeria. » *Environmental Quality Management* 26 (1): 51-71. doi:10.1002/tqem.21480.
- Babisch, Wolfgang. 2006. « Transportation Noise and Cardiovascular Risk: Updated Review and Synthesis of Epidemiological Studies Indicate That the Evidence Has Increased. » *Noise and Health* 8 (30). Medknow Publications: 1. doi:10.4103/1463-1741.32464.
- Baffoe, Peter Ekow, Alfred Allan Duker et Efiba Vidda Senkyire-Kwarteng. 2022. « Assessment of Health Impacts of Noise Pollution in the Tarkwa Mining Community of Ghana Using Noise Mapping Techniques. » *Global Health Journal* 6 (1). Special Issue on Emerging

- Environmental Health Challenges and Perspectives in Low- and Middle-Income Countries: 19-29. doi:10.1016/j.glohj.2022.01.005.
- Bahino, Julien. 2018. « Analyse de la qualité de l'air dans les zones urbaines en Afrique : caractérisation de la pollution gazeuse des espèces chimiques NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub> ET O<sub>3</sub> à Abidjan et Cotonou. » Theses, Université Félix Houphouët-Boigny. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02202221>.
- Bahino, Julien, Véronique Yoboué, Corinne Galy-Lacaux, Marcellin Adon, Aristide Akpo, Sékou Keita, Cathy Liousse, Eric Gardrat, Christelle Chiron, Money Osohou, Sylvain Gnamien et Julien Djossou. 2018. « A Pilot Study of Gaseous Pollutants' Measurement (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>) in Abidjan, Côte d'Ivoire: Contribution to an Overview of Gaseous Pollution in African Cities. » *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (7). Copernicus GmbH: 5173-5198. doi:10.5194/acp-18-5173-2018.
- Bailey, Jennifer, Evangelos Gerasopoulos, David Rojas-Rueda et Tarik Benmarhnia. 2019. « Potential Health and Equity Co-Benefits Related to the Mitigation Policies Reducing Air Pollution from Residential Wood Burning in Athens, Greece. » *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 54 (11): 1144-1151. doi:10.1080/10934529.2019.1629211.
- Bailis, Robert, Rudi Drigo, Adrian Ghilardi et Omar Masera. 2015. « The Carbon Footprint of Traditional Woodfuels. » *Nature Climate Change* 5 (3). Nature Publishing Group: 266-272. doi:10.1038/nclimate2491.
- Baloye., David O. et Lobina G. Palamuleni. 2015. « A Comparative Land Use-Based Analysis of Noise Pollution Levels in Selected Urban Centers of Nigeria. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12 (10). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 12225-12246. doi:10.3390/ijerph121012225.
- Banerjee, Dibyendu. 2012. « Research on Road Traffic Noise and Human Health in India: Review of Literature from 1991 to Current. » *Noise and Health* 14 (58): 113. doi:10.4103/1463-1741.97255.
- Basner, Mathias, Wolfgang Babisch, Adrian Davis, Mark Brink, Charlotte Clark, Sabine Janssen et Stephen Stansfeld. 2014. « Auditory and non-auditory effects of noise on health. » *Lancet* 383 (9925): 1325-1332. doi:10.1016/S0140-6736(13)61613-X.
- Basner, Mathias, Charlotte Clark, Anna Hansell, James I. Hileman, Sabine Janssen, Kevin Shepherd et Victor Sparrow. 2017. « Aviation Noise Impacts: State of the Science. » *Noise & Health* 19 (87): 41-50. doi:10.4103/nah.NAH\_104\_16.
- Basner, Mathias et Sarah McGuire. 2018. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (3). doi:10.3390/ijerph15030519.
- Bauer, Susanne E., Ulas Im, Keren Mezuman et Chloe Y. Gao. 2019. « Desert Dust, Industrialization, and Agricultural Fires: Health Impacts of Outdoor Air Pollution in Africa. » *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124 (7): 4104-4120. doi:<https://doi.org/10.1029/2018JD029336>.
- Béguin, Michèle et Denise Pumain. 2017. « Introduction. » In *La représentation des données géographiques*, 4e éd.:11-12. Cursus. Paris: Armand Colin. <https://www.cairn.info/la-representation-des-donnees-geographiques--9782200617820-p-11.htm>.
- Berglund, Birgitta, Thomas Lindvall, Dietrich H. Schwela et World Health Organization Occupational and Environmental Health Team. 1999. « Guidelines for Community Noise. » World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/66217>.
- Bhattacharya, S. C., P. Abdul Salam et Mahen Sharma. 2000. « Emissions from Biomass Energy Use in Some Selected Asian Countries. » *Energy* 25 (2): 169-188. doi:10.1016/S0360-5442(99)00065-1.

- Bhosale, B. J., Amul Late, P. M. Nalawade, S. P. Chavan et M. B. Mule. 2010. « Studies on Assessment of Traffic Noise Level in Aurangabad City, India. » *Noise and Health* 12 (48): 195. doi:10.4103/1463-1741.64971.
- Bickton, F.M., L. Ndeketa, G.T. Sibande, J. Nkeramahame, C. Payesa et E.B. Milanzi. 2020. « Household air pollution and under-five mortality in sub-Saharan Africa: an analysis of 14 demographic and health surveys. » *Environmental Health and Preventive Medicine* 25 (1). Scopus. doi:10.1186/s12199-020-00902-4.
- Blamah, Nunyi Vachaku, Hangwelani Magidimisha-Chipungu et Matthew Dayomi. 2022. « The Socio-Spatial Expression of the Metropolitan Structure of Abuja and the Impact of Vehicular Emissions on the Ambient Environment. » *GeoJournal* 87 (4): 583-606. doi:10.1007/s10708-022-10616-5.
- Blanchon, David, Sophie Moreau et Yvette Veyret. 2009. « Comprendre et construire la justice environnementale. » *Annales de géographie* n° 665-666 (1). Armand Colin: 35-60.
- Bockarie, Alfred S., Eloise A. Marais et A. R. MacKenzie. 2020. « Air Pollution and Climate Forcing of the Charcoal Industry in Africa. » *Environmental Science & Technology* 54 (21): 13429-13438. doi:10.1021/acs.est.0c03754.
- Bocquier, Aurélie, Sébastien Cortaredona, Céline Boutin, Aude David, Alexis Bigot, Basile Chaix, Jean Gaudart et Pierre Verger. 2013. « Small-Area Analysis of Social Inequalities in Residential Exposure to Road Traffic Noise in Marseilles, France. » *European Journal of Public Health* 23 (4): 540-546. doi:10.1093/eurpub/cks059.
- Bolte, Gabriele, Giorgio Tamburlini et Martina Kohlhuber. 2010. « Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications. » *European Journal of Public Health* 20 (1): 14-20. doi:10.1093/eurpub/ckp213.
- Bond, T.C., S.J. Doherty, D.W. Fahey, P.M. Forster, T. Berntsen, B.J. Deangelo, M.G. Flanner et al. 2013. « Bounding the Role of Black Carbon in the Climate System: A Scientific Assessment. » *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 118 (11): 5380-5552. Scopus. doi:10.1002/jgrd.50171.
- Botteldooren, D., B. De Coensel et T. De Muer. 2006. « The Temporal Structure of Urban Soundscapes. » *Journal of Sound and Vibration* 292 (1): 105-123. doi:10.1016/j.jsv.2005.07.026.
- Brainard, Julii S., Andrew P. Jones, Ian J. Bateman et Andrew A. Lovett. 2004. « Exposition à La Pollution Sonore Environnementale Urbaine à Birmingham, Royaume-Uni. » *Urban Studies* 41 (13). SAGE Publications Ltd: 2581-2600. doi:10.1080/0042098042000294574.
- Brainard, Julii S, Andrew P Jones, Ian J Bateman, Andrew A Lovett et Peter J Fallon. 2002. « Modelling Environmental Equity: Access to Air Quality in Birmingham, England. » *Environment and Planning A: Economy and Space* 34 (4). SAGE Publications Ltd: 695-716. doi:10.1068/a34184.
- Brauer, M., S.K. Guttikunda, N. K A, S. Dey, S.N. Tripathi, C. Weagle et R.V. Martin. 2019. « Examination of monitoring approaches for ambient air pollution: A case study for India. » *Atmospheric Environment* 216. Scopus. doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116940. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85071928029&doi=10.1016%2fj.atmosenv.2019.116940&partnerID=40&md5=076cc731bfac38d68537161d3b83a357>.
- Briggs, David, Abellan Jj et Fecht D. 2008. « Environmental Inequity in England: Small Area Associations between Socio-Economic Status and Environmental Pollution. » *Social Science & Medicine* (1982) 67 (10): 1612-1629. doi:10.1016/j.socscimed.2008.06.040.
- Brown, Alan Lex et Irene Van Kamp. 2017. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review of Transport Noise Interventions and Their Impacts on Health. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 873. doi:10.3390/ijerph14080873.



- Brown, Sam et Gordon Walker. 2008. « Understanding heat wave vulnerability in nursing and residential homes. » *Building Research & Information* 36 (4). Routledge: 363-372. doi:10.1080/09613210802076427.
- Bruce, Nigel, Eva Rehfuess, Sumi Mehta, Guy Hutton et Kirk Smith. 2006. « Indoor Air Pollution. » In *Disease Control Priorities in Developing Countries. 2nd Edition*. s.l.: The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK11760/>.
- Brugge, Doug, John L. Durant et Christine Rioux. 2007. « Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. » *Environmental Health* 6 (1): 23. doi:10.1186/1476-069X-6-23.
- Buregeya, J.M., P. Apparicio et J. Gelb. 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). Scopus. doi:10.3390/ijerph17041220.
- Bürkner, Paul-Christian. 2017. « Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. » *arXiv:1705.11123 [stat]*. <http://arxiv.org/abs/1705.11123>.
- Cai, Yuanyuan, Bo Zhang, Weixia Ke, Baixiang Feng, Hualiang Lin, Jianpeng Xiao, Weilin Zeng, Xing Li, Jun Tao, Zuyao Yang, Wenjun Ma et Tao Liu. 2016. « Associations of Short-Term and Long-Term Exposure to Ambient Air Pollutants With Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. » *Hypertension (Dallas, Tex.: 1979)* 68 (1): 62-70. doi:10.1161/HYPERTENSIONAHA.116.07218.
- Can, Arnaud, Ludovic Leclercq, Joël Lelong et Jérôme Defrance. 2008. « Capturing Urban Traffic Noise Dynamics through Relevant Descriptors. » *Applied Acoustics* 69 (12): 1270-1280. doi:10.1016/j.apacoust.2007.09.006.
- . 2009. « Accounting for Traffic Dynamics Improves Noise Assessment: Experimental Evidence. » *Applied Acoustics* 70 (6): 821-829. doi:10.1016/j.apacoust.2008.09.020.
- Cariolet, Jean-Marie, Marc Vuillet et Youssef Diab. 2019. « Systèmes urbains et pollution de l'air extérieur: application du concept de résilience. » *Cybergeo: European Journal of Geography*. CNRS-UMR Géographie-cités 8504. doi:10.4000/cybergeo.32564. <http://journals.openedition.org/cybergeo/32564>.
- Carrier, M., P. Apparicio, Y. Kestens, A.-M. Séguin, H. Pham, D. Crouse et J. Siemiatycki. 2016. « Application of a Global Environmental Equity Index in Montreal: Diagnostic and Further Implications. » *Annals of the American Association of Geographers* 106 (6): 1268-1285. Scopus. doi:10.1080/24694452.2016.1197766.
- Carrier, M., P. Apparicio et A.-M. Séguin. 2016. « Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? » *Journal of Transport Geography* 51: 1-8. Scopus. doi:10.1016/j.jtrangeo.2015.10.020.
- Carrier, M., P. Apparicio, A.-M. Séguin et D. Crouse. 2014. « Ambient air pollution concentration in Montréal and environmental equity: Are children at risk at school? » *Case Studies on Transport Policy* 2 (2): 61-69. Scopus. doi:10.1016/j.cstp.2014.06.003.
- Carrier, M., A.-M. Séguin, P. Apparicio et D. Crouse. 2013. « Private and public seniors' homes on the Island of Montréal: Is their exposure to air pollution inequitable? » *Cahiers de Géographie du Québec* 57 (161): 239-256. Scopus. doi:10.7202/1024903ar.
- Carrier, Mathieu. 2015. « La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal: un cas d'équité environnementale. » Phd, Québec: Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique. <http://espace.inrs.ca/id/eprint/3324/>.
- Caselli, Maurizio, Gianluigi de Gennaro, Annalisa Marzocca, Livia Trizio et Maria Tutino. 2010. « Assessment of the Impact of the Vehicular Traffic on BTEX Concentration in Ring Roads in Urban Areas of Bari (Italy). » *Chemosphere* 81 (3): 306-311. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.07.033.

- Celebi, M. Emre, Hassan A. Kingravi et Patricio A. Vela. 2013. « A comparative study of efficient initialization methods for the k-means clustering algorithm. » *Expert Systems with Applications* 40 (1): 200-210. doi:10.1016/j.eswa.2012.07.021.
- Cepeda, Magda, Josje Schoufour, Rosanne Freak-Poli, Chantal M Koolhaas, Klodian Dhana, Wichor M Bramer et Oscar H Franco. 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.
- Cervero, Robert et Aaron Golub. 2007. « Informal Transport: A Global Perspective. » *Transport Policy* 14 (6): 445-457. doi:10.1016/j.tranpol.2007.04.011.
- Cervero, Robert et Jin Murakami. 2010. « Effects of Built Environments on Vehicle Miles Traveled: Evidence from 370 US Urbanized Areas. » *Environment and Planning A: Economy and Space* 42 (2): 400-418. doi:10.1068/a4236.
- Chaix, Basile, Susanna Gustafsson, Michael Jerrett, Håkan Kristersson, Thor Lithman, Åke Boalt et Juan Merlo. 2006. « Children's Exposure to Nitrogen Dioxide in Sweden: Investigating Environmental Injustice in an Egalitarian Country. » *Journal of Epidemiology & Community Health* 60 (3): 234-241. doi:10.1136/jech.2005.038190.
- Chakraborty, Jayajit. 2009. « Automobiles, Air Toxics, and Adverse Health Risks: Environmental Inequities in Tampa Bay, Florida. » *Annals of the Association of American Geographers* 99 (4). Routledge: 674-697. doi:10.1080/00045600903066490.
- Chakraborty, Jayajit et Pratyusha Basu. 2021. « Air Quality and Environmental Injustice in India: Connecting Particulate Pollution to Social Disadvantages. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18 (1). doi:10.3390/ijerph18010304. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7795633/>.
- Chakraborty, Parthasarathi, Saranya Jayachandran, Prasad Padalkar, Lamjahao Sitlhou, Sucharita Chakraborty, Rajarshi Kar, Swastika Bhaumik et Medhavi Srivastava. 2020. « Exposure to Nitrogen Dioxide (NO<sub>2</sub>) from Vehicular Emission Could Increase the COVID-19 Pandemic Fatality in India: A Perspective. » *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 105 (2): 198-204. doi:10.1007/s00128-020-02937-3.
- Chen, Jiquan, Liuyan Zhu, Peilei Fan, Li Tian et Raffaele Laforteza. 2016. « Do green spaces affect the spatiotemporal changes of PM<sub>2.5</sub> in Nanjing? » *Ecological Processes* 5 (1): 7. doi:10.1186/s13717-016-0052-6.
- Chidumayo, Emmanuel N. et Davison J. Gumbo. 2013. « The Environmental Impacts of Charcoal Production in Tropical Ecosystems of the World: A Synthesis. » *Energy for Sustainable Development* 17 (2). Special Issue on Charcoal: 86-94. doi:10.1016/j.esd.2012.07.004.
- Chirwa, Isaac, Justice Stanley Mlatho, Casper Kamunda et Chomora Mikeka. 2019. « Assessment of Noise Levels in Heavy and Light Industries in Blantyre City, Malawi. » *Malawi Journal of Science and Technology* 11 (1): 73-92. doi:10.4314/mjst.v11i1.
- Churkina, G., R. Grote, T. M. Butler et M. Lawrence. 2015. « Natural Selection? Picking the Right Trees for Urban Greening. » *Environmental Science & Policy* 47: 12-17. doi:10.1016/j.envsci.2014.10.014.
- Clark, Maggie L., Jennifer L. Peel, Kalpana Balakrishnan, Patrick N. Breyse, Steven N. Chillrud, Luke P. Naeher, Charles E. Rodes, Alan F. Vette et John M. Balbus. 2013. « Health and Household Air Pollution from Solid Fuel Use: The Need for Improved Exposure Assessment. » *Environmental Health Perspectives* 121 (10): 1120-1128. doi:10.1289/ehp.1206429.
- Clark, Sierra N., Abosede S. Alli, Michael Brauer, Majid Ezzati, Jill Baumgartner, Mireille B. Toledano, Allison F. Hughes, James Nimo, Josephine Bedford Moses, Solomon Terkpertey, Jose Vallarino, Samuel Agyei-Mensah, Ernest Agyemang, Ricky Nathvani, Emily Muller, James Bennett, Jiayuan Wang, Andrew Beddows, Frank Kelly, Benjamin Barratt, Sean Beevers et Raphael E. Arku. 2020. « High-Resolution Spatiotemporal Measurement of Air and Environmental Noise Pollution in Sub-Saharan African Cities:

- Pathways to Equitable Health Cities Study Protocol for Accra, Ghana. » *BMJ Open* 10 (8). British Medical Journal Publishing Group: e035798. doi:10.1136/bmjopen-2019-035798.
- Clark, Sierra N., Abosede S. Alli, Majid Ezzati, Michael Brauer, Mireille B. Toledano, James Nimo, Josephine Bedford Moses, Solomon Baah, Allison Hughes, Alicia Cavanaugh, Samuel Agyei-Mensah, George Owusu, Brian Robinson, Jill Baumgartner, James E. Bennett et Raphael E. Arku. 2022. « Spatial Modelling and Inequalities of Environmental Noise in Accra, Ghana. » *Environmental Research* 214: 113932. doi:10.1016/j.envres.2022.113932.
- Clark, Sierra N., Abosede S. Alli, Ricky Nathvani, Allison Hughes, Majid Ezzati, Michael Brauer, Mireille B. Toledano, Jill Baumgartner, James E. Bennett, James Nimo, Josephine Bedford Moses, Solomon Baah, Samuel Agyei-Mensah, George Owusu, Briony Croft et Raphael E. Arku. 2021. « Space-Time Characterization of Community Noise and Sound Sources in Accra, Ghana. » *Scientific Reports* 11 (1): 11113. doi:10.1038/s41598-021-90454-6.
- Cole-Hunter, Tom, Lidia Morawska, Ian Stewart, Rohan Jayaratne et Colin Solomon. 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.
- Collett, Katherine A., Stephanie A. Hirmer, Holger Dalkmann, Constance Crozier, Yacob Mulugetta et Malcolm D. McCulloch. 2021. « Can Electric Vehicles Be Good for Sub-Saharan Africa? » *Energy Strategy Reviews* 38: 100722. doi:10.1016/j.esr.2021.100722.
- Crouse, Dan L., Mark S. Goldberg et Nancy A. Ross. 2009. « A Prediction-Based Approach to Modelling Temporal and Spatial Variability of Traffic-Related Air Pollution in Montreal, Canada. » *Atmospheric Environment* 43 (32): 5075-5084. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.040.
- Dadvand, Payam, Mark J. Nieuwenhuijsen, Mikel Esnaola, Joan Forn, Xavier Basagaña, Mar Alvarez-Pedrerol, Ioar Rivas, Mónica López-Vicente, Montserrat De Castro Pascual, Jason Su, Michael Jerrett, Xavier Querol et Jordi Sunyer. 2015. « Green Spaces and Cognitive Development in Primary Schoolchildren. » *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (26). National Academy of Sciences: 7937-7942. doi:10.1073/pnas.1503402112.
- Dandona, Rakhi, G. Anil Kumar et Lalit Dandona. 2006. « Risky Behavior of Drivers of Motorized Two Wheeled Vehicles in India. » *Journal of Safety Research* 37 (2): 149-158. doi:10.1016/j.jsr.2005.11.002.
- Dargay, Joyce, Dermot Gately et Martin Sommer. 2007. « Vehicle Ownership and Income Growth, Worldwide: 1960-2030. » *The Energy Journal* 28 (4). doi:10.5547/ISSN0195-6574-EJ-Vol28-No4-7. <http://www.iaee.org/en/publications/ejarticle.aspx?id=2234>.
- Das, Priyanka, Swapan Talukdar, Sk Ziaul, Somen Das et Swades Pal. 2019. « Noise Mapping and Assessing Vulnerability in Meso Level Urban Environment of Eastern India. » *Sustainable Cities and Society* 46: 101416. doi:10.1016/j.scs.2019.01.001.
- Davidovic, Nikola, Peter Mooney, Leonid Stoimenov et Marco Minghini. 2016. « Tagging in Volunteered Geographic Information: An Analysis of Tagging Practices for Cities and Urban Regions in OpenStreetMap. » *ISPRS International Journal of Geo-Information* 5 (12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 232. doi:10.3390/ijgi5120232.
- Davies, H. W., J. J. Vlaanderen, S. B. Henderson et M. Brauer. 2009. « Correlation between Co-Exposures to Noise and Air Pollution from Traffic Sources. » *Occupational and Environmental Medicine* 66 (5). BMJ Publishing Group Ltd: 347-350. doi:10.1136/oem.2008.041764.
- Davies, Hugh et Irene Van Kamp. 2012. « Noise and Cardiovascular Disease: A Review of the Literature 2008-2011. » *Noise and Health* 14 (61): 287. doi:10.4103/1463-1741.104895.

- Day, Rosie. 2010. « Justice Environnementale et Âge Avancé: Examen d'une Étude Qualitative Basée Sur Le Voisinage. » *Environment and Planning A: Economy and Space* 42 (11). SAGE Publications Ltd: 2658-2673. doi:10.1068/a43109.
- De Coensel, Bert, A. L. Brown et Deanna Tomerini. 2016. « A Road Traffic Noise Pattern Simulation Model That Includes Distributions of Vehicle Sound Power Levels. » *Applied Acoustics* 111: 170-178. doi:10.1016/j.apacoust.2016.04.010.
- De Longueville, Florence, Yvon-Carmen Hountondji, Sabine Henry et Pierre Ozer. 2010. « What Do We Know about Effects of Desert Dust on Air Quality and Human Health in West Africa Compared to Other Regions? » *Science of The Total Environment* 409 (1): 1-8. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.09.025.
- De Vos, P. et A. Van Beek. 2011. « Environmental Noise. » In *Encyclopedia of Environmental Health*, sous la dir. de J. O. Nriagu, 476-488. Burlington: Elsevier. doi:10.1016/B978-0-444-52272-6.00252-X.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978044452272600252X>.
- Dekoninck, L., D. Botteldooren et L.I. Panis. 2017. « Extending participatory sensing to personal exposure using microscopic land use regression models. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (6). Scopus. doi:10.3390/ijerph14060586.  
<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85020442125&doi=10.3390%2fijerph14060586&partnerID=40&md5=fbda6665699e0368e75d2c64cdb176e7>.
- Dekoninck, Luc, Dick Botteldooren et Luc Int Panis. 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.
- . 2015. « 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.
- Deza, Doria Akoissio. 2014. « Cartographie de la pauvreté non financière dans le district d'Abidjan à partir du recensement général de la population et de l'habitat 2014 de la Côte d'Ivoire. » *Observatoire démographique et statistique de l'espace francophone*. <http://numerique.banq.qc.ca/>.
- Dias, Daniela et Oxana Tchepel. 2018. « Spatial and Temporal Dynamics in Air Pollution Exposure Assessment. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (3): 558. doi:10.3390/ijerph15030558.
- Diaz Olvera, Lourdes, Didier Plat et Pascal Pochet. 2013. « The Puzzle of Mobility and Access to the City in Sub-Saharan Africa. » *Journal of Transport Geography* 32: 56-64. doi:10.1016/j.jtrangeo.2013.08.009.
- . 2020. « Accéder à l'automobile dans les villes d'Afrique subsaharienne : usages et usagers dakarois. » *Flux* 119-120 (1-2). Marne-la-Vallée: Université Gustave Eiffel: 73-89. doi:10.3917/flux1.119.0073.
- Diby, Koffi Martin. 2018. « Revue canadienne de géographie tropicale | Pauvreté urbaine et émergence d'initiatives économiques informelles de survie à Abobo, une commune de l'espace périphérique nord d'Abidjan en côte d'ivoire. » s.l.: s.n. <https://www3.laurentian.ca/rcgt-cjtg/volume1-numero1/pauvrete-urbaine-et-emergence-dinitiatives-economiques-informelles-de-survie-a-abobo-une-commune-de-lespace-peripherique-nord-dabidjan-en-cote-divoire/>.
- Dieme, Denis, Mathilde Cabral-Ndior, Guillaume Garçon, Anthony Verdin, Sylvain Billet, Fabrice Cazier, Dominique Courcot, Amadou Diouf et Pirouz Shirali. 2012. « Relationship between Physicochemical Characterization and Toxicity of Fine Particulate Matter (PM2.5) Collected in Dakar City (Senegal). » *Environmental Research* 113: 1-13. doi:10.1016/j.envres.2011.11.009.

- Dionisio, Kathie L., Raphael E. Arku, Allison F. Hughes, Jose Vallarino, Heather Carmichael, John D. Spengler, Samuel Agyei-Mensah et Majid Ezzati. 2010. « Air Pollution in Accra Neighborhoods: Spatial, Socioeconomic, and Temporal Patterns. » *Environmental Science & Technology* 44 (7): 2270-2276. doi:10.1021/es903276s.
- Dionisio, Kathie L., Michael S. Rooney, Raphael E. Arku, Ari B. Friedman, Allison F. Hughes, Jose Vallarino, -Mensah Samuel Agyei, John D. Spengler et Majid Ezzati. 2010. « Within-Neighborhood Patterns and Sources of Particle Pollution: Mobile Monitoring and Geographic Information System Analysis in Four Communities in Accra, Ghana. » *Environmental Health Perspectives* 118 (5): 607-613. doi:10.1289/ehp.0901365.
- Djossou, Julien, Jean-François Léon, Aristide Barthélemy Akpo, Cathy Liousse, Véronique Yoboué, Mouhamadou Bedou, Marleine Bodjrenou, Christelle Chiron, Corinne Galy-Lacaux, Eric Gardrat, Marcellin Abbey, Sékou Keita, Julien Bahino, Evelyne Touré N'Datchoh, Money Ossouhou et Cossi Norbert Awanou. 2018. « Mass Concentration, Optical Depth and Carbon Composition of Particulate Matter in the Major Southern West African Cities of Cotonou (Benin) and Abidjan (Côte d'Ivoire). » *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (9). Copernicus GmbH: 6275-6291. doi:10.5194/acp-18-6275-2018.
- Doumbia, Madina, Adjon A. Kouassi, Siélé Silué, Véronique Yoboué, Cathy Liousse, Arona Diedhiou, N'Datchoh E. Touré, Sékou Keita, Eric-Michel Assamoi, Adama Bamba, Maurin Zouzoua, Alima Dajuma et Kouakou Kouadio. 2021. « Road Traffic Emission Inventory in an Urban Zone of West Africa: Case of Yopougon City (Abidjan, Côte d'Ivoire). » *Energies* 14 (4). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1111. doi:10.3390/en14041111.
- Doumbia, Madina, N'Datchoh E. Toure, Siélé Silue, Véronique Yoboue, Arona Diedhiou et Célestin Hauhouot. 2018. « Emissions from the Road Traffic of West African Cities: Assessment of Vehicle Fleet and Fuel Consumption. » *Energies* 11 (9). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 2300. doi:10.3390/en11092300.
- Echui, Aka Desiré. 2012. « EDUCI ::. Edition Universitaires de Côte d'Ivoire. » <http://www.revues-ufhb-ci.org/?parcours=revues&desc=5&arti=1253>.
- EEA. 2018. « European Union Emission Inventory Report 1990–2016 under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP). » Website. Publications Office of the European Union. 4 juillet. <http://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/39bfecbd-7ffe-11e8-ac6a-01aa75ed71a1>.
- . 2020a. « Augmentation attendue du nombre d'Européens exposés aux nuisances sonores — Agence européenne pour l'environnement. » Actualités. <https://www.eea.europa.eu/fr/highlights/augmentation-attendue-du-nombre-d2019européens>.
- . 2020b. « Bruit Environnemental En Europe — 2020 — Agence Européenne Pour l'environnement. » Publication. <https://www.eea.europa.eu/publications/environmental-noise-in-europe>.
- Efe, S. I. et A. T. Efe. 2008. « Spatial Distribution of Particulate Matter (PM10) in Warri Metropolis, Nigeria. » *The Environmentalist* 28 (4): 385-394. doi:10.1007/s10669-007-9154-0.
- El-Dorghamy, Ahmed, Allam Hossam, Amr Al-Abyad et Mattias Gasnier. 2015. « Fuel economy and CO2 emissions of light-duty... - Google Scholar. » [https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?title=Fuel%20Economy%20and%20CO2%20Emissions%20of%20Light-Duty%20Vehicles%20in%20Egypt&publication\\_year=2015&author=A.%20El-Dorghamy&author=H.%20Allam&author=A.%20Al-Abyad&author=M.%20Gasnier](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Fuel%20Economy%20and%20CO2%20Emissions%20of%20Light-Duty%20Vehicles%20in%20Egypt&publication_year=2015&author=A.%20El-Dorghamy&author=H.%20Allam&author=A.%20Al-Abyad&author=M.%20Gasnier).
- El-Fadel, M., L. Abi-Esber et T. Ayash. 2009. « Managing Emissions from Highly Industrialized Areas: Regulatory Compliance under Uncertainty. » *Atmospheric Environment* 43 (32): 5015-5026. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.056.

- Ellison, G. T. H. et T. De Wet. 2022. « Structural and Attitudinal Barriers to Bicycle Ownership and Cycle-Based Transport in Gauteng, South Africa. » *Transportation in Developing Economies* 8 (1): 16. doi:10.1007/s40890-021-00134-3.
- Embrechts, Jean-Jacques. 2003. « NOTIONS D'ACOUSTIQUE. »: 10.
- Engelstaedter, Sebastian, Ina Tegen et Richard Washington. 2006. « North African Dust Emissions and Transport. » *Earth-Science Reviews* 79 (1): 73-100. doi:10.1016/j.earscirev.2006.06.004.
- Essandoh, Paul et Frederick Armah. 2011. « Determination of Ambient Noise Levels in the Main Commercial Area of Cape Coast, Ghana. » *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 3.
- Essandoh, Paul, Frederick Armah, Ernest Afrifa et Alexander Pappoe. 2011. « Determination of Ambient Noise Levels and Perception of Residents in Halls at the University of Cape Coast, Ghana. » *Environment and Natural Resources Research* 1. doi:10.5539/enrr.v1n1p181.
- Ewing, Reid et Robert Cervero. 2010. « Travel and the Built Environment. » *Journal of the American Planning Association* 76 (3): 265-294. doi:10.1080/01944361003766766.
- Fan, Xiaopeng, Kin-che Lam et Qi Yu. 2012. « Differential Exposure of the Urban Population to Vehicular Air Pollution in Hong Kong. » *Science of The Total Environment* 426: 211-219. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.057.
- Fang, Chih-Fang et Der-Lin Ling. 2003. *Investigation of the noise reduction provided by tree belts*. Vol. 63. Landscape and urban planning. s.l.: s.n.
- Farrell, W., S. Weichenthal, M. Goldberg, M.-F. Valois, M. Shekarrizfard et M. Hatzopoulou. 2016. « Near roadway air pollution across a spatially extensive road and cycling network. » *Environmental Pollution* 212: 498-507. Scopus. doi:10.1016/j.envpol.2016.02.041.
- Farrell, William Jacob, Scott Weichenthal, Mark Goldberg et Marianne Hatzopoulou. 2015. « Evaluating Air Pollution Exposures across Cycling Infrastructure Types: Implications for Facility Design. » *Journal of Transport and Land Use* 8 (3). doi:10.5198/jtlu.2015.702. <https://www.jtlu.org/index.php/jtlu/article/view/702>.
- Fasakin, J. O. 2001. « Some Factors Affecting Daily Profits of Commercial Motorcycles in Akure, Nigeria. » *Transport Policy* 8 (1): 63-69. doi:10.1016/S0967-070X(00)00036-6.
- Fasola, Salvatore, Sara Maio, Sandra Baldacci, Stefania La Grutta, Giuliana Ferrante, Francesco Forastiere, Massimo Stafoggia, Claudio Gariazzo, Camillo Silibello, Giuseppe Carlino, Giovanni Viegi et on behalf of the BEEP Collaborative Group. 2021. « Short-Term Effects of Air Pollution on Cardiovascular Hospitalizations in the Pisan Longitudinal Study. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18 (3). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1164. doi:10.3390/ijerph18031164.
- Fayiga, Abioye O., Mabel O. Ipinmoroti et Tait Chirenje. 2018. « Environmental Pollution in Africa. » *Environment, Development and Sustainability* 20 (1): 41-73. doi:10.1007/s10668-016-9894-4.
- Fecht, Daniela, Anna L. Hansell, David Morley, David Dajnak, Danielle Vienneau, Sean Beevers, Mireille B. Toledano, Frank J. Kelly, H. Ross Anderson et John Gulliver. 2016. « Spatial and Temporal Associations of Road Traffic Noise and Air Pollution in London: Implications for Epidemiological Studies. » *Environment International* 88: 235-242. doi:10.1016/j.envint.2015.12.001.
- Feng, Y.-C., L. Peng, J.-H. Wu, T. Zhu, A.-H. Lu et K.-T. Zhang. 2005. « Analytic studies on source of TSP and PM10 in environmental air of Urumchi city. » *Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science* 25 (SUPPL.): 30-33. Scopus.
- Fitzharris, Michael, Rakhi Dandona, G. Anil Kumar et Lalit Dandona. 2009. « Crash Characteristics and Patterns of Injury among Hospitalized Motorised Two-Wheeled Vehicle Users in Urban India. » *BMC Public Health* 9 (1): 11. doi:10.1186/1471-2458-9-11.

- Foraster, Maria, Alexandre Deltell, Xavier Basagaña, Mercedes Medina-Ramón, Inmaculada Aguilera, Laura Bouso, María Grau, Harish C. Phuleria, Marcela Rivera, Rémy Slama, Jordi Sunyer, Jaume Targa et Nino Künzli. 2011. « Local Determinants of Road Traffic Noise Levels versus Determinants of Air Pollution Levels in a Mediterranean City. » *Environmental Research* 111 (1): 177-183. doi:10.1016/j.envres.2010.10.013.
- Franco, Juan F., Julián F. Segura et Ivan Mura. 2016. « Air Pollution alongside Bike-Paths in Bogotá-Colombia. » *Frontiers in Environmental Science* 4. Frontiers. doi:10.3389/fenvs.2016.00077. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2016.00077/full>.
- Freitas, Saulo R., Karla M. Longo, Maria A. F. Silva Dias, Pedro L. Silva Dias, Robert Chatfield, Elaine Prins, Paulo Artaxo, Georg A. Grell et Fernando S. Recuero. 2005. « Monitoring the Transport of Biomass Burning Emissions in South America. » *Environmental Fluid Mechanics* 5 (1): 135-167. doi:10.1007/s10652-005-0243-7.
- Gaffron, Philine. 2012. « Urban Transport, Environmental Justice and Human Daily Activity Patterns. » *Transport Policy* 20. URBAN TRANSPORT INITIATIVES: 114-127. doi:10.1016/j.tranpol.2012.01.011.
- Gao, Y., Z. Wang, C. Liu et Z.-R. Peng. 2019. « Assessing neighborhood air pollution exposure and its relationship with the urban form. » *Building and Environment* 155: 15-24. Scopus. doi:10.1016/j.buildenv.2018.12.044.
- García de Jalón, S, P. J Burgess, J Curiel Yuste, G Moreno, A Graves, J. H. N Palma, J Crous-Duran, S Kay et A Chiabai. 2019. « Dry Deposition of Air Pollutants on Trees at Regional Scale: A Case Study in the Basque Country. » *Agricultural and Forest Meteorology* 278: 107648. doi:10.1016/j.agrformet.2019.107648.
- Gautam, R., N.C. Hsu, T.F. Eck, B.N. Holben, S. Janjai, T. Jantarach, S.-C. Tsay et W.K. Lau. 2013. « Characterization of Aerosols over the Indochina Peninsula from Satellite-Surface Observations during Biomass Burning Pre-Monsoon Season. » *Atmospheric Environment* 78: 51-59. Scopus. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.05.038.
- Gautam, Sneha, Ankit Yadav, Chuen-Jinn Tsai et Prashant Kumar. 2016. « A Review on Recent Progress in Observations, Sources, Classification and Regulations of PM2.5 in Asian Environments. » *Environmental Science and Pollution Research* 23 (21): 21165-21175. doi:10.1007/s11356-016-7515-2.
- Gelb, J. et P. Apparicio. 2020. « Modelling cyclists' multi-exposure to air and noise pollution with low-cost sensors-The case of Paris. » *Atmosphere* 11 (4). Scopus. doi:10.3390/ATMOS11040422.
- Gelb, Jeremy 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.
- Gelb, Jérémy et Philippe Apparicio. 2021a. « Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review. » *Transport Reviews* 0 (0). Routledge: 1-24. doi:10.1080/01441647.2021.1895361.
- . 2021b. « Apport de la classification floue c-means spatiale en géographie : essai de taxinomie socio-résidentielle et environnementale à Lyon. » *Cybergeo: European Journal of Geography*. CNRS-UMR Géographie-cités 8504. doi:10.4000/cybergeo.36414. <https://journals.openedition.org/cybergeo/36414>.
- . 2021c. « Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review. » *Transport Reviews* 41 (6): 742-765. doi:10.1080/01441647.2021.1895361.
- . 2022. « Cyclists' Exposure to Air and Noise Pollution, Comparative Approach in Seven Cities. » *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives* 14: 100619. doi:10.1016/j.trip.2022.100619.

- Gelman, Andrew, Ben Goodrich, Jonah Gabry et Aki Vehtari. 2019. « R-squared for Bayesian regression models. » *The American Statistician* 73 (3). Taylor & Francis: 307-309. doi:10.1080/00031305.2018.1549100.
- Ghio, Alain. 2007. « L'onde sonore : réalités physiques et perception. » In *Les dysarthries*, sous la dir. de Auzou P. ; Rolland V. ; Pinto S. ; Ozsancak C. s.l.: Solal. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01616690>.
- Glandus, Lise-Marie et Gérard Beltrando. 2013. « Les déplacements urbains et la pollution de l'air dans des villes intermédiaires: enjeux politiques et environnementaux. » *Norois. Environnement, aménagement, société* (226). Presses universitaires de Rennes: 25-40. doi:10.4000/norois.4538.
- Gnamien, Sylvain, Véronique Yoboué, Cathy Liousse, Money Osohou, Sékou Keita, Julien Bahino, Silué Siélé et Lamine Diaby. 2021. « Particulate Pollution in Korhogo and Abidjan (Cote d'Ivoire) during the Dry Season. » *Aerosol and Air Quality Research* 21 (1). Taiwan Association for Aerosol Research: 200201-200201. doi:10.4209/aaqr.2020.05.0201.
- Gobert, Julie. 2008. « Compensation territoriale, justice et inégalités environnementales aux Etats-Unis. » *Espace populations sociétés. Space populations societies* (2008/1). Université des Sciences et Technologies de Lille: 71-82. doi:10.4000/eps.2384.
- Godard, Xavier. 2013. « Comparisons of Urban Transport Sustainability: Lessons from West and North Africa. » *Research in Transportation Economics* 40 (1). Urban Transport in Developing Countries: CODATU Special Issue: 96-103. doi:10.1016/j.retrec.2012.06.033.
- Goswami, Shreerup et Bijay K. Swain. 2017. « Environmental Noise in India: A Review. » *Current Pollution Reports* 3 (3): 220-229. doi:10.1007/s40726-017-0062-8.
- Goswami, Shreerup, Bijay Kumar Swain, Hara Prasad Mohapatra et Kshirod Kumar Bal. 2013. « A Preliminary Assessment of Noise Level during Deepawali Festival in Balasore, India. » *Journal of Environmental Biology* 34 (6): 981-984.
- Goudreau, Sophie, Céline Plante, Michel Fournier, Allan Br, Yann Roche et Audrey Smargiassi. 2014. « Estimation of spatial variations in urban noise levels with a land use regression model. *Environ.* » *Pollut*: 48-58.
- Green, Rochelle S, Svetlana Smorodinsky, Janice J Kim, Robert McLaughlin et Bart Ostro. 2004. « Proximity of California public schools to busy roads. » *Environmental Health Perspectives* 112 (1): 61-66.
- Groupe de la banque mondiale. 2019. « Que La Route Soit Bonne : Améliorer La Mobilité Urbaine à Abidjan. » Text/HTML. *World Bank*. <https://documents.banquemondiale.org/fr/publication/documents-reports/documentdetail/624341549322162402/Que-la-Route-Soit-Bonne-Améliorer-la-Mobilité-Urbaine-à-Abidjan>.
- Guézéré, Assogba. 2015. « The Reconstruction of Shared Taxis as Rural Transport Due to the Competition of Motor Bike Taxis in Togo Secondary Cities. » *Case Studies on Transport Policy* 3 (2): 253-263. doi:10.1016/j.cstp.2014.10.003.
- Guidotti, Sylvie et Marion Pithon. 2018. « Pollution de l'air extérieur : comprendre pour informer et prévenir. » *Encyclopédie de l'environnement*. s.l.: s.n. <https://www.encyclopedie-environnement.org/air/pollution-air-exterieur-informer-prevenir/>.
- Guo, Y.-H., L.-J. Gao et A.-H. Lu. 2006. « Analysis of a most serious air pollution at winter in Urumqi. » *Environmental Chemistry* 25 (3): 379-380. Scopus.
- Gurugubelli, Balakrishna, Shamsh Pervez et Suresh Tiwari. 2013. « Characterization and Spatiotemporal Variation of Urban Ambient Dust Fallout in Central India. » *Aerosol and Air Quality Research* 13 (1). Taiwan Association for Aerosol Research: 83-96. doi:10.4209/aaqr.2012.06.0141.
- Hagen, Jonas Xaver, Carlos Felipe Pardo et Johanna Burbano Valente. 2016. « Motivations for Motorcycle Use for Urban Travel in Latin America: A Qualitative Study. » *Transport Policy* 49: 93-104. doi:10.1016/j.tranpol.2016.04.010.



- Hammersen, Friederike, Hildegard Niemann et Jens Hoebel. 2016. « Environmental Noise Annoyance and Mental Health in Adults: Findings from the Cross-Sectional German Health Update (GEDA) Study 2012. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13 (10): 954. doi:10.3390/ijerph13100954.
- Han, Jiawei, Micheline Kamber et Jian Pei. 2012. « 10 - Cluster Analysis: Basic Concepts and Methods. » In *Data Mining (Third Edition)*, sous la dir. de Jiawei Han, Micheline Kamber, et Jian Pei, 443-495. The Morgan Kaufmann Series in Data Management Systems. Boston: Morgan Kaufmann. doi:10.1016/B978-0-12-381479-1.00010-1. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123814791000101>.
- Hasenfratz, D., O. Saukh, C. Walser, C. Hueglin, M. Fierz, T. Arn, J. Beutel et L. Thiele. 2015. « Deriving high-resolution urban air pollution maps using mobile sensor nodes. » *Pervasive and Mobile Computing* 16 (PB): 268-285. Scopus. doi:10.1016/j.pmcj.2014.11.008.
- Hasenkopf, Christa A., Daniel P. Veghte, Gregory P. Schill, Sereeter Lodoysamba, Miriam Arak Freedman et Margaret A. Tolbert. 2016. « Ice Nucleation, Shape, and Composition of Aerosol Particles in One of the Most Polluted Cities in the World: Ulaanbaatar, Mongolia. » *Atmospheric Environment* 139: 222-229. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.05.037.
- Havard, S., S. Deguen, D. Zmirou-Navier, C. Schillinger et D. Bard. 2009. « Traffic-related air pollution and socioeconomic status: A spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. » *Epidemiology* 20 (2): 223-230. Scopus. doi:10.1097/EDE.0b013e31819464e1.
- Havard, Sabrina, Brian J. Reich, Kathy Bean et Basile Chaix. 2011. « Social Inequalities in Residential Exposure to Road Traffic Noise: An Environmental Justice Analysis Based on the RECORD Cohort Study. » *Occupational and Environmental Medicine* 68 (5): 366-374. doi:10.1136/oem.2010.060640.
- Hayes, S.R. 2012. « Use of an Indoor Air Quality Model (IAQM) to Estimate Indoor Ozone Levels. » *Journal of the Air & Waste Management Association* 41 (2). Taylor & Francis: 161-170. doi:10.1080/10473289.1991.10466833.
- He, Kun, Zhenxing Shen, Jian Sun, Yali Lei, Yue Zhang et Xin Wang. 2020. « Spatial Distribution, Source Apportionment, Ozone Formation Potential, and Health Risks of Volatile Organic Compounds over a Typical Central Plain City in China. » *Atmosphere* 11 (12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1365. doi:10.3390/atmos11121365.
- Hernandez, Michael, Kara M Kockelman, James O Lentz et Jooyong Lee. 2019. « Emissions and noise mitigation through use of electric motorcycles. » *Transportation Safety and Environment* 1 (2): 164-175. doi:10.1093/tse/tdz013.
- Hoek, Gerard, Rob Beelen, Kees de Hoogh, Danielle Vienneau, John Gulliver, Paul Fischer et David Briggs. 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.
- Hoffmann, Barbara, Susanne Moebus, Andreas Stang, Eva-Maria Beck, Nico Dragano, Stephan Möhlenkamp, Axel Schmermund, Michael Memmesheimer, Klaus Mann, Raimund Erbel, Karl-Heinz Jöckel, et on behalf of the Heinz Nixdorf RECALL Study Investigative Group. 2006. « Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease. » *European Heart Journal* 27 (22): 2696-2702. doi:10.1093/eurheartj/ehl278.
- Holifield, Ryan. 2001. « Defining Environmental Justice and Environmental Racism. » *Urban Geography - URBAN GEOGR* 22: 78-90. doi:10.2747/0272-3638.22.1.78.
- Hunashal, Rajiv B. et Yogesh B. Patil. 2012. « Assessment of Noise Pollution Indices in the City of Kolhapur, India. » *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 37: 448-457. doi:10.1016/j.sbspro.2012.03.310.

- Ibili, Fidelma, Adebayo O. Owolabi, Williams Ackaah et Amara Ballack Massaquoi. 2022. « Statistical Modelling for Urban Roads Traffic Noise Levels. » *Scientific African* 15: e01131. doi:10.1016/j.sciaf.2022.e01131.
- Ising, H. et B. Kruppa. 2004. « Health Effects Caused by Noise : Evidence in the Literature from the Past 25 Years. » *Noise and Health* 6 (22). Medknow Publications: 5.
- Iyer, Narayan V. et Madhav G. Badami. 2007. « Two-Wheeled Motor Vehicle Technology in India: Evolution, Prospects and Issues. » *Energy Policy* 35 (8): 4319-4331. doi:10.1016/j.enpol.2007.02.001.
- Jackson, Msafiri M. 2005. « Roadside Concentration of Gaseous and Particulate Matter Pollutants and Risk Assessment in Dar-Es-Salaam, Tanzania. » *Environmental Monitoring and Assessment* 104 (1): 385-407. doi:10.1007/s10661-005-1680-y.
- Janhäll, Sara. 2015. « Review on Urban Vegetation and Particle Air Pollution – Deposition and Dispersion. » *Atmospheric Environment* 105: 130-137. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.01.052.
- Jeon, Jin Yong, Joo Young Hong, Sung Min Kim et Ki-Hyun Kim. 2018. « Noise Indicators for Size Distributions of Airborne Particles and Traffic Activities in Urban Areas. » *Sustainability* 10 (12): 4599. doi:10.3390/su10124599.
- Just, J., L. Nikasinovic, Y. Laoudi et A. Grimfeld. 2007. « Pollution de l'air et asthme de l'enfant. » *Revue Française d'Allergologie et d'Immunologie Clinique* 47 (3). 2ème Congrès Francophone d'Allergologie: 207-213. doi:10.1016/j.allerg.2007.01.012.
- Kalaiselvi, R. et A. Ramachandraiah. 2016. « Honking Noise Corrections for Traffic Noise Prediction Models in Heterogeneous Traffic Conditions like India. » *Applied Acoustics* 111: 25-38. doi:10.1016/j.apacoust.2016.04.003.
- Kalisa, Egide, Edward G. Nagato, Elias Bizuru, Kevin C. Lee, Ning Tang, Stephen B. Pointing, Kazuichi Hayakawa, Stephen D. J. Archer et Donnabella C. Lacap-Bugler. 2018. « Characterization and Risk Assessment of Atmospheric PM2.5 and PM10 Particulate-Bound PAHs and NPAHs in Rwanda, Central-East Africa. » *Environmental Science & Technology* 52 (21). American Chemical Society: 12179-12187. doi:10.1021/acs.est.8b03219.
- Kamp, Irene van et Hugh Davies. 2013. « Noise and Health in Vulnerable Groups: A Review. » *Noise and Health* 15 (64): 153. doi:10.4103/1463-1741.112361.
- Katoto, Patrick D. M. C., Liliane Byamungu, Amanda S. Brand, Jolynne Mokaya, Hans Strijdom, Nandu Goswami, Patrick De Boever, Tim S. Nawrot et Benoit Nemery. 2019. « Ambient Air Pollution and Health in Sub-Saharan Africa: Current Evidence, Perspectives and a Call to Action. » *Environmental Research* 173: 174-188. doi:10.1016/j.envres.2019.03.029.
- Kavi Kumar, K. S. et Brinda Viswanathan. 2007. « Changing Structure of Income Indoor Air Pollution Relationship in India. » *Energy Policy* 35 (11): 5496-5504. doi:10.1016/j.enpol.2007.04.011.
- Kempen, Elise van, Maribel Casas, Göran Pershagen et Maria Foraster. 2018. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (2). doi:10.3390/ijerph15020379.
- Khan, Jibrán, Matthias Ketzler, Konstantinos Kakosimos, Mette Sørensen et Steen Solvang Jensen. 2018. « Road Traffic Air and Noise Pollution Exposure Assessment – A Review of Tools and Techniques. » *Science of The Total Environment* 634: 661-676. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.374.
- Khan, Sakib Mahmud, Kakan C. Dey et Mashrur Chowdhury. 2017. « Real-Time Traffic State Estimation With Connected Vehicles. » *IEEE Transactions on Intelligent Transportation Systems* 18 (7): 1687-1699. doi:10.1109/TITS.2017.2658664.

- Kim, JJ. 2004. « Ambient Air Pollution: Health Hazards to Children. » *Pediatrics* 114 (6). American Academy of Pediatrics: 1699-1707. doi:10.1542/peds.2004-2166.
- Kingham, S. et W. Dorset. 2011. « Assessment of Exposure Approaches in Air Pollution and Health Research in Australia and New Zealand. » University of Canterbury. Geography. <https://ir.canterbury.ac.nz/handle/10092/5467>.
- Klingberg, Jenny, Malin Broberg, Bo Strandberg, Pontus Thorsson et Håkan Pleijel. 2017. « Influence of Urban Vegetation on Air Pollution and Noise Exposure – A Case Study in Gothenburg, Sweden. » *Science of The Total Environment* 599-600: 1728-1739. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.051.
- Knippertz, Peter, Hugh Coe, J. Christine Chiu, Mat J. Evans, Andreas H. Fink, Norbert Kalthoff, Catherine Liousse, Celine Mari, Richard P. Allan, Barbara Brooks, Sylvester Danour, Cyrille Flamant, Oluwagbemiga O. Jegede, Fabienne Lohou et John H. Marsham. 2015. « The DACCIWA Project: Dynamics–Aerosol–Chemistry–Cloud Interactions in West Africa. » *Bulletin of the American Meteorological Society* 96 (9). American Meteorological Society: 1451-1460. doi:10.1175/BAMS-D-14-00108.1.
- Koch, Dorothy, Tami C. Bond, David Streets, Nadine Unger et Guido R. van der Werf. 2007. « Global Impacts of Aerosols from Particular Source Regions and Sectors. » *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 112 (D2). doi:10.1029/2005JD007024. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2005JD007024>.
- Komolafe, Akinola A., Suleiman Abdul-Azeez Adegboyega, Adeleye Y. B. Anifowose, Francis Omowonuola Akinluyi et Dauda Rotimi Awoniran. 2014. « Air Pollution and Climate Change in Lagos, Nigeria : Needs for Proactive Approaches to Risk Management and Adaptation. » *American Journal of Environmental Sciences* 10 (4): 412-423. doi:10.3844/ajessp.2014.412.423.
- Koné, Tintcho, Assétou et Paul Kouassi Anoh. 2018. « etude de l'impact des nuisances sonores sur la sante des acteurs educatifs des etablissements scolaires de la commune d'adjame. » (1). Espace territoires sociétés et santé: 120-132.
- Kruize, Hanneke et Bouwman AA. 2004. « Environmental (in)equity in the Netherlands - A case study on the distribution of environmental quality in the Rijnmond region. »
- Kumar, Ajay. 2011. « Understanding the Emerging Role of Motorcycles in African Cities : A Political Economy Perspective. » Washington, DC: World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17804>.
- Kumar, Prashant, Lidia Morawska, Claudio Martani, George Biskos, Marina Neophytou, Silvana Di Sabatino, Margaret Bell, Leslie Norford et Rex Britter. 2015. « The Rise of Low-Cost Sensing for Managing Air Pollution in Cities. » *Environment International* 75: 199-205. doi:10.1016/j.envint.2014.11.019.
- Kundu Chowdhury, Anirban, Anupam Debsarkar et Shibnath Chakrabarty. 2015. « Critical assessment of day time traffic noise level at curbside open-air microenvironment of Kolkata City, India. » *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 13 (1). Springer: 1-6. doi:10.1186/s40201-015-0219-6.
- Lagonigro, R., J.C. Martori et P. Apparicio. 2018. « Environmental noise inequity in the city of Barcelona. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 63: 309-319. Scopus. doi:10.1016/j.trd.2018.06.007.
- Lam, Kin-che et Pak-Kin Chan. 2008. « Socio-Economic Status and Inequalities in Exposure to Transportation Noise in Hong Kong. » *Open Environmental Sciences Journal* 2 (1). <https://benthamopen.com/ABSTRACT/TOENVIRJ-2-107>.
- Larkin, Andrew, Aaron van Donkelaar, Jeffrey A. Geddes, Randall V. Martin et Perry Hystad. 2016. « Relationships between Changes in Urban Characteristics and Air Quality in East Asia from 2000 to 2010. » *Environmental Science & Technology* 50 (17): 9142-9149. doi:10.1021/acs.est.6b02549.

- Lazaroiu, George Cristian et Mariacristina Roscia. 2012. « Definition Methodology for the Smart Cities Model. » *Energy* 47 (1). Asia-Pacific Forum on Renewable Energy 2011: 326-332. doi:10.1016/j.energy.2012.09.028.
- Lebel, Germain, Richard Martin, Marjolaine Dubé, Institut national de santé publique du Québec, et Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. 2019. *La perturbation du sommeil et le dérangement associés au bruit environnemental dans la population québécoise en 2014-2015: rapport de surveillance*. Montréal: Institut national de santé publique du Québec.
- Lercher, Peter. 2019. « Noise in Cities: Urban and Transport Planning Determinants and Health in Cities. » In *Integrating Human Health into Urban and Transport Planning: A Framework*, sous la dir. de Mark Nieuwenhuijsen et Haneen Khreis, 443-481. Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-74983-9\_22. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-74983-9\\_22](https://doi.org/10.1007/978-3-319-74983-9_22).
- Li, Juan, Guoshun Zhuang, Kan Huang, Yanfen Lin, Chang Xu et Shulong Yu. 2008. « Characteristics and Sources of Air-Borne Particulate in Urumqi, China, the Upstream Area of Asia Dust. » *Atmospheric Environment* 42 (4): 776-787. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.062.
- Lin, Ming-Yeng, Yi-Xin Guo, Yu-Cheng Chen, Wei-Ting Chen, Li-Hao Young, Kuo-Jung Lee, Zhu-You Wu et Perng-Jy Tsai. 2018. « An Instantaneous Spatiotemporal Model for Predicting Traffic-Related Ultrafine Particle Concentration through Mobile Noise Measurements. » *Science of The Total Environment* 636: 1139-1148. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.248.
- Lindén, J., J. Boman, B. Holmer, S. Thorsson et I. Eliasson. 2012. « Intra-Urban Air Pollution in a Rapidly Growing Sahelian City. » *Environment International* 40: 51-62. doi:10.1016/j.envint.2011.11.005.
- Liousse, Cathy et Corinne Galy-Lacaux. 2010. « Urban pollution in West Africa. » <https://doi.org/10.4267/2042/37377>.
- Lowenthal, D. H., A. W. Gertler et M. W. Labib. 2014. « Particulate Matter Source Apportionment in Cairo: Recent Measurements and Comparison with Previous Studies. » *International Journal of Environmental Science and Technology* 11 (3): 657-670. doi:10.1007/s13762-013-0272-6.
- MacNaughton, Piers, Steven Melly, Jose Vallarino, Gary Adamkiewicz et John D. Spengler. 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.
- Margaritis, Efsthios, Jian Kang, Karlo Filipan et Dick Botteldooren. 2018. « The Influence of Vegetation and Surrounding Traffic Noise Parameters on the Sound Environment of Urban Parks. » *Applied Geography* 94: 199-212. doi:10.1016/j.apgeog.2018.02.017.
- Marshall Julian D., Brauer Michael, et Frank Lawrence D. 2009. « Healthy Neighborhoods: Walkability and Air Pollution. » *Environmental Health Perspectives* 117 (11). *Environmental Health Perspectives*: 1752-1759. doi:10.1289/ehp.0900595.
- Masekela, Refiloe et Aneesa Vanker. 2020. « Lung Health in Children in Sub-Saharan Africa: Addressing the Need for Cleaner Air. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (17). doi:10.3390/ijerph17176178. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7504680/>.
- Masiol, M., N. Zíková, D.C. Chalupa, D.Q. Rich, A.R. Ferro et P.K. Hopke. 2018. « Hourly land-use regression models based on low-cost PM monitor data. » *Environmental Research* 167: 7-14. Scopus. doi:10.1016/j.envres.2018.06.052.
- Matawle, Jeevan Lal, Shamsh Pervez, Shippi Dewangan, Anjali Shrivastava, Suresh Tiwari, Pallavi Pant, Manas Kanti Deb et Yasmeen Pervez. 2015. « Characterization of PM<sub>2.5</sub> Source Profiles for Traffic and Dust Sources in Raipur, India. » *Aerosol and Air Quality Research* 15 (7). Taiwan Association for Aerosol Research: 2537-2548. doi:10.4209/aaqr.2015.04.0222.

- Mbow-Diokhane, A. 2019. « Air Quality in African Cities. » *Advances in 21st Century Human Settlements*: 297-311. Scopus. doi:10.1007/978-981-13-3471-9\_9.
- Mbuligwe, S.E. 2004. « Levels and influencing factors of noise pollution from small-scale industries (SSIs) in a developing country. » *Environmental Management* 33 (6): 830-839. Scopus. doi:10.1007/s00267-003-0060-z.
- Miah, Md. Danesh, Harun Al Rashid et Man Yong Shin. 2009. « Wood Fuel Use in the Traditional Cooking Stoves in the Rural Floodplain Areas of Bangladesh: A Socio-Environmental Perspective. » *Biomass and Bioenergy* 33 (1): 70-78. doi:10.1016/j.biombioe.2008.04.015.
- Michaud, D. S., S. E. Keith et D. McMurchy. 2005. « Noise Annoyance in Canada. » *Noise and Health* 7 (27). Medknow Publications: 39. doi:10.4103/1463-1741.31634.
- Mihalache, A., Jean-William Fitting et Laurent Nicod. 2015. « Chronic obstructive pulmonary disease and its links with cardiovascular risk factors. » 11: 2151-2156.
- Minet, L., R. Gehr et M. Hatzopoulou. 2017. « Capturing the sensitivity of land-use regression models to short-term mobile monitoring campaigns using air pollution micro-sensors. » *Environmental Pollution* 230: 280-290. Scopus. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.071.
- Minh, Chu Cong, Kazushi Sano et Nguyen Cao Y. 2007. « ACCELERATION AND DECELERATION MODELS OF MOTORCYCLE AT SIGNALIZED INTERSECTIONS. » *Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies* 7: 2396-2411. doi:10.11175/easts.7.2396.
- Mohammadi, Ghorbanali. 2009. « An Investigation of Community Response to Urban Traffic Noise. » In *Global Perspective for Competitive Enterprise, Economy and Ecology*, sous la dir. de Shuo-Yan Chou, Amy Trappey, Jerzy Pokojski, et Shana Smith, 673-680. Advanced Concurrent Engineering. London: Springer London. doi:10.1007/978-1-84882-762-2\_64. [http://link.springer.com/10.1007/978-1-84882-762-2\\_64](http://link.springer.com/10.1007/978-1-84882-762-2_64).
- Moraes, Elcione, Francisco Simón, Luis Guimarães et Antonio Moreno. 2007. « Modelling the Urban Noise of the City of Belém (Brazil). » <https://digital.csic.es/handle/10261/5291>.
- Morawska, Lidia, Phong K. Thai, Xiaoting Liu, Akwasi Asumadu-Sakyi, Godwin Ayoko, Alena Bartonova, Andrea Bedini, Fahe Chai, Bryce Christensen, Matthew Dunbabin, Jian Gao, Gayle S. W. Hagler, Rohan Jayaratne, Prashant Kumar, Alexis K. H. Lau, Peter K. K. Louie, Mandana Mazaheri, Zhi Ning, Nunzio Motta, Ben Mullins, Md Mahmudur Rahman, Zoran Ristovski, Mahnaz Shafiei, Dian Tjondronegoro, Dane Westerdahl et Ron Williams. 2018. « Applications of Low-Cost Sensing Technologies for Air Quality Monitoring and Exposure Assessment: How Far Have They Gone? » *Environment International* 116: 286-299. doi:10.1016/j.envint.2018.04.018.
- Murphy, E., E. A. King et H. J. Rice. 2009. « Estimating Human Exposure to Transport Noise in Central Dublin, Ireland. » *Environment International* 35 (2): 298-302. doi:10.1016/j.envint.2008.07.026.
- Muzet, Alain. 2007. « Environmental noise, sleep and health. » *Sleep medicine reviews* 11 (2). Elsevier: 135-142. doi:10.1016/j.smrv.2006.09.001.
- Ndong Ba, A., A. Verdin, F. Cazier, G. Garcon, J. Thomas, M. Cabral, D. Dewaele, P. Genevray, A. Garat, D. Allorge, A. Diouf, J. M. Loguidice, D. Courcot, M. Fall et M. Gualtieri. 2019. « Individual Exposure Level Following Indoor and Outdoor Air Pollution Exposure in Dakar (Senegal). » *Environmental Pollution* 248: 397-407. doi:10.1016/j.envpol.2019.02.042.
- Nega, Tsegaye Habte, Laura Chihara, Kimberly Smith et Mallika Jayaraman. 2013. « Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota. » *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 19 (3). Taylor & Francis: 601-619. doi:10.1080/10807039.2012.691409.
- Neirotti, Paolo, Alberto De Marco, Anna Corinna Cagliano, Giulio Mangano et Francesco Scorrano. 2014. « Current Trends in Smart City Initiatives: Some Stylised Facts. » *Cities* 38: 25-36. doi:10.1016/j.cities.2013.12.010.

- Ngom, B., M. R. Seye, M. Diallo, B. Gueye et M. S. Drame. 2018. « A Hybrid Measurement Kit for Real-time Air Quality Monitoring Across Senegal Cities. » In *2018 1st International Conference on Smart Cities and Communities (SCCIC)*, 1-6. s.l.: s.n. doi:10.1109/SCCIC.2018.8584551.
- N'goran, KOUAKOU Norbert. 2014. « Ports, industrialisation et aménagement du territoire en Côte d'Ivoire. »: 340.
- Nhung, Nguyen Thi Trang, Heresh Amini, Christian Schindler, Meltem Kutlar Joss, Tran Minh Dien, Nicole Probst-Hensch, Laura Perez et Nino Künzli. 2017. « Short-Term Association between Ambient Air Pollution and Pneumonia in Children: A Systematic Review and Meta-Analysis of Time-Series and Case-Crossover Studies. » *Environmental Pollution* 230: 1000-1008. doi:10.1016/j.envpol.2017.07.063.
- Novotny, Eric V., Matthew J. Bechle, Dylan B. Millet et Julian D. Marshall. 2011. « National Satellite-Based Land-Use Regression: NO<sub>2</sub> in the United States. » *Environmental Science & Technology* 45 (10). American Chemical Society: 4407-4414. doi:10.1021/es103578x.
- Nwaerema, P, Fred-Nwagwu W. F, Jiya Solomon et Dangana K. 2022. « Mapping Vehicular Noise Pollution in Port Harcourt Metropolis, Rivers State, Nigeria: Implication for a Sustainable Urbanization. » *Journal of Geographical Research* 5 (4): 29-36. doi:10.30564/jgr.v5i4.4998.
- OCDE, CSAO. 2020. « Dynamiques de l'urbanisation africaine 2020 | READ online. » *OECD iLibrary*. [https://read.oecd-ilibrary.org/development/dynamiques-de-l-urbanisation-africaine-2020\\_481c7f49-fr](https://read.oecd-ilibrary.org/development/dynamiques-de-l-urbanisation-africaine-2020_481c7f49-fr).
- Ogneva-Himmelberger, Yelena et Brian Cooperman. 2010. « Spatio-temporal Analysis of Noise Pollution near Boston Logan Airport: Who Carries the Cost? » *Urban Studies* 47 (1). Temporary Publisher: 169-182.
- Oguntoke, Olusegun, Fodayemi O. Emoruwa et Matthew A. Taiwo. 2019. « Assessment of Air Pollution and Health Hazard Associated with Sawmill and Municipal Waste Burning in Abeokuta Metropolis, Nigeria. » *Environmental Science and Pollution Research* 26 (32): 32708-32722. doi:10.1007/s11356-019-04310-2.
- Ojelede, M. E., H. J. Annegarn et M. A. Kneen. 2012. « Evaluation of Aeolian Emissions from Gold Mine Tailings on the Witwatersrand. » *Aeolian Research* 3 (4). The 7th International Conference on Aeolian Research (ICAR VII), Santa Rosa, Argentina: 477-486. doi:10.1016/j.aeolia.2011.03.010.
- Oke, Olufolajimi, Kavi Bhalla, David C. Love et Sauleh Siddiqui. 2015. « Tracking Global Bicycle Ownership Patterns. » *Journal of Transport & Health* 2 (4): 490-501. doi:10.1016/j.jth.2015.08.006.
- Okokon, Enembe O., Pekka Taimisto, Anu W. Turunen, Olanrewaju A. Amoda, Abolaji E. Fasasi, Lewis Gregory Adeyemi, Jukka Juutilainen et Timo Lanki. 2018. « Particulate Air Pollution and Noise: Assessing Commuter Exposure in Africa's Most Populous City. » *Journal of Transport & Health* 9: 150-160.
- Okokon, Enembe O., Tarja Yli-Tuomi, Anu W. Turunen, Pekka Taimisto, Arto Pennanen, Ilias Vouitsis, Zissis Samaras, Marita Voogt, Menno Keuken et Timo Lanki. 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.
- Olajire, A. A., L. Azeez et E. A. Oluyemi. 2011. « Exposure to Hazardous Air Pollutants along Oba Akran Road, Lagos – Nigeria. » *Chemosphere* 84 (8): 1044-1051. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.04.074.
- Oloruntoba, E. O., R. A. Ademola, M. K. C. Sridhar, S. A. Agbola, F. O. Omokhodion, Gree Ana et R. T. Alabi. 2012. « Urban Environmental Noise Pollution and Perceived Health Effects in Ibadan, Nigeria. » *African Journal of Biomedical Research* 15 (2): 77-84. doi:10.4314/ajbr.v15i2.

- Olvera, Lourdes Diaz, Didier Plat, Pascal Pochet et Sahabana Maïdadi. 2012. « Motorbike taxis in the “transport crisis” of West and Central African cities. » *EchoGéo* (20). doi:10.4000/echogeo.13080. <https://journals.openedition.org/echogeo/13080>.
- OMS. 2011. « Burden of Disease from Environmental Noise : Quantification of Healthy Life Years Lost in Europe: » 128.
- . 2018. « Qualité de l’air ambiant et santé. » [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).
- . 2022. « Billions of people still breathe unhealthy air: new WHO data. » <https://www.who.int/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data>.
- Onuu, M. U. 2000. « ROAD TRAFFIC NOISE IN NIGERIA: MEASUREMENTS, ANALYSIS AND EVALUATION OF NUISANCE. » *Journal of Sound and Vibration* 233 (3): 391-405. doi:10.1006/jsvi.1999.2832.
- Ouedraogo, Boukary. 2006. « Household Energy Preferences for Cooking in Urban Ouagadougou, Burkina Faso. » *Energy Policy* 34 (18): 3787-3795. doi:10.1016/j.enpol.2005.09.006.
- Ow, Lai Fern et S. Ghosh. 2017. « Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. » *Applied Acoustics* 120. Elsevier: 15-20. doi:10.1016/j.apacoust.2017.01.007.
- Oyedepo, Olayinka S. et Abdullahi A. Saadu. 2009. « Evaluation and Analysis of Noise Levels in Ilorin Metropolis, Nigeria. » *Environmental Monitoring and Assessment* 160 (1): 563. doi:10.1007/s10661-008-0719-2.
- Oyedepo, S. O., G. A. Adeyemi, O. S. I. Fayomi, O. K. Fagbemi, R. Solomon, T. Adekeye, O. P. Babalola, M. L. Akinyemi, O. C. Olawole, E. S. Joel et S. C. Nwanya. 2019. « Dataset on Noise Level Measurement in Ota Metropolis, Nigeria. » *Data in Brief* 22: 762-770. doi:10.1016/j.dib.2018.12.049.
- Pan, Long, Enjian Yao et Yang Yang. 2016. « Impact Analysis of Traffic-Related Air Pollution Based on Real-Time Traffic and Basic Meteorological Information. » *Journal of Environmental Management*: 11.
- Pang, Yaxian, Shipeng Liu, Lina Yan, Qian Wang, Lipeng Li, Chen Chu, Jie Ning, Boyuan Zhang, Xueliang Wang, Shitao Ma, Dong Su, Rong Zhang et Yujie Niu. 2021. « Associations of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution with Risk of Valvular Heart Disease Based on a Cross-Sectional Study. » *Ecotoxicology and Environmental Safety* 209: 111753. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.111753.
- Pani, Shantanu Kumar, Sheng-Hsiang Wang, Neng-Huei Lin, Somporn Chantara, Chung-Te Lee et Duangduean Thepnuan. 2020. « Black Carbon over an Urban Atmosphere in Northern Peninsular Southeast Asia: Characteristics, Source Apportionment, and Associated Health Risks. » *Environmental Pollution* 259: 113871. doi:10.1016/j.envpol.2019.113871.
- Pani, S.K., S. Chantara, C. Khamkaew, C.-T. Lee et N.-H. Lin. 2019. « Biomass Burning in the Northern Peninsular Southeast Asia: Aerosol Chemical Profile and Potential Exposure. » *Atmospheric Research* 224: 180-195. Scopus. doi:10.1016/j.atmosres.2019.03.031.
- Pastor, Manuel, Jim Sadd et John Hipp. 2001. « Which Came First? Toxic Facilities, Minority Move-In, and Environmental Justice. » *Journal of Urban Affairs* 23 (1). Routledge: 1-21. doi:10.1111/0735-2166.00072.
- Peng, Jeffrey, Robert Bullen et Simon Kean. 2014. *The effects of vegetation on road traffic noise. INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings*. s.l.: s.n.
- Petzold, A., J.A. Ogren, M. Fiebig, P. Laj, S.-M. Li, U. Baltensperger, T. Holzer-Popp, S. Kinne, G. Pappalardo, N. Sugimoto, C. Wehrli, A. Wiedensohler et X.-Y. Zhang. 2013. « Recommendations for Reporting Black Carbon Measurements. » *Atmospheric Chemistry and Physics* 13 (16): 8365-8379. Scopus. doi:10.5194/acp-13-8365-2013.

- Phan, Hai Yen Thi, Takashi Yano, Tetsumi Sato et Tsuyoshi Nishimura. 2010. « Characteristics of Road Traffic Noise in Hanoi and Ho Chi Minh City, Vietnam. » *Applied Acoustics* 71 (5): 479-485. doi:10.1016/j.apacoust.2009.11.008.
- PNUE. 2011. « PNUE : Vers une économie verte - Pour un développement durable et une éradication de la pauvreté. » <http://www.comite21.org/reseau-adherents/a-la-une.html?id=3329>.
- Pope, Ronald, Jianguo Wu et Christopher Boone. 2016. « Spatial Patterns of Air Pollutants and Social Groups: A Distributive Environmental Justice Study in the Phoenix Metropolitan Region of USA. » *Environmental Management* 58 (5): 753-766. doi:10.1007/s00267-016-0741-z.
- Potvin, S., P. Apparicio et A.-M. Séguin. 2019. « The spatial distribution of noise barriers in Montreal: A barrier to achieve environmental equity. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 72: 83-97. Scopus. doi:10.1016/j.trd.2019.04.011.
- Pucher, John, Nisha Korattyswaropam, Neha Mittal et Neenu Ittyerah. 2005. « Urban Transport Crisis in India. » *Transport Policy* 12 (3): 185-198. doi:10.1016/j.tranpol.2005.02.008.
- Pujol, Sophie. 2012. « Le bruit environnemental en milieu urbain : exposition d'une population d'enfants et performances scolaires. » Theses, Université de Franche-Comté. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01391663>.
- Pujol, Sophie, Jean-Pierre Levain, Hélène Houot, Rémy Petit, Marc Berthillier, Jérôme Defrance, Joseph Lardies, Cyril Masselot et Frédéric Mauny. 2014. « Association between Ambient Noise Exposure and School Performance of Children Living in an Urban Area: A Cross-Sectional Population-Based Study. » *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine* 91 (2): 256-271. doi:10.1007/s11524-013-9843-6.
- Raess, Michelle, Alexandra Brentani, Bartolomeu Ledebur de Antas de Campos, Benjamin Flückiger, Kees de Hoogh, Günther Fink et Martin Röösl. 2021. « Land Use Regression Modelling of Community Noise in São Paulo, Brazil. » *Environmental Research* 199: 111231. doi:10.1016/j.envres.2021.111231.
- Ragetti, Martina S., Sophie Goudreau, Céline Plante, Michel Fournier, Marianne Hatzopoulou, Stéphane Perron et Audrey Smargiassi. 2016. « Statistical Modeling of the Spatial Variability of Environmental Noise Levels in Montreal, Canada, Using Noise Measurements and Land Use Characteristics. » *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 26 (6). Nature Publishing Group: 597-605. doi:10.1038/jes.2015.82.
- Rahman, Md Anisur et Md Zahidul Islam. 2014. « A hybrid clustering technique combining a novel genetic algorithm with K-Means. » *Knowledge-Based Systems* 71: 345-365. doi:10.1016/j.knosys.2014.08.011.
- Ranpise, Ramesh B. et B. N. Tandel. 2022. « Noise Monitoring and Perception Survey of Urban Road Traffic Noise in Silence Zones of a Tier II City—Surat, India. » *Journal of The Institution of Engineers (India): Series A* 103 (1): 155-167. doi:10.1007/s40030-021-00598-x.
- République de Côte d'Ivoire, Institut national de la statistique. 2015. « Enquête niveau de vie des ménages, » s.l.: s.n.
- Reyes, J.M. et M.L. Serre. 2014. « An LUR/BME framework to estimate PM2.5 explained by on road mobile and stationary sources. » *Environmental Science and Technology* 48 (3): 1736-1744. Scopus. doi:10.1021/es4040528.
- Rincón-Riveros, Juan Manuel, Maria Alejandra Rincón-Caro, Amy P. Sullivan, Juan Felipe Mendez-Espinosa, Luis Carlos Belalcazar, Miguel Quirama Aguilar et Ricardo Morales Betancourt. 2020. « Long-Term Brown Carbon and Smoke Tracer Observations in Bogotá, Colombia: Association with Medium-Range Transport of Biomass Burning Plumes. » *Atmospheric Chemistry and Physics* 20 (12): 7459-7472. doi:10.5194/acp-20-7459-2020.



- Rodríguez-Urrego, Daniella et Leonardo Rodríguez-Urrego. 2020. « Air Quality during the COVID-19: PM2.5 Analysis in the 50 Most Polluted Capital Cities in the World. » *Environmental Pollution* 266: 115042. doi:10.1016/j.envpol.2020.115042.
- Rooney, Michael S., Raphael E. Arku, Kathie L. Dionisio, Christopher Paciorek, Ari B. Friedman, Heather Carmichael, Zheng Zhou, Allison F. Hughes, Jose Vallarino, Samuel Agyei-Mensah, John D. Spengler et Majid Ezzati. 2012. « Spatial and Temporal Patterns of Particulate Matter Sources and Pollution in Four Communities in Accra, Ghana. » *Science of The Total Environment* 435-436: 107-114. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.06.077.
- Rosenlund, Mats, Francesco Forastiere, Massimo Stafoggia, Daniela Porta, Mara Perucci, Andrea Ranzi, Fabio Nussio et Carlo A. Perucci. 2008. « Comparison of Regression Models with Land-Use and Emissions Data to Predict the Spatial Distribution of Traffic-Related Air Pollution in Rome. » *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 18 (2). Nature Publishing Group: 192-199. doi:10.1038/sj.jes.7500571.
- Ross, Zev, Paul B. English, Rusty Scalf, Robert Gunier, Svetlana Smorodinsky, Steve Wall et Michael Jerrett. 2006. « Nitrogen Dioxide Prediction in Southern California Using Land Use Regression Modeling: Potential for Environmental Health Analyses. » *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 16 (2). Nature Publishing Group: 106-114. doi:10.1038/sj.jea.7500442.
- Sabaliauskas, K., C.-H. Jeong, X. Yao, C. Reali, T. Sun et G.J. Evans. 2015. « Development of a land-use regression model for ultrafine particles in Toronto, Canada. » *Atmospheric Environment* 110: 84-92. Scopus. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.02.018.
- Sanchez, Margaux, Albert Ambros, Carles Milà, Maëlle Salmon, Kalpana Balakrishnan, Sankar Sambandam, V. Sreekanth, Julian D. Marshall et Cathryn Tonne. 2018. « Development of Land-Use Regression Models for Fine Particles and Black Carbon in Peri-Urban South India. » *Science of The Total Environment* 634: 77-86. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.308.
- Sandström, T., A. J. Frew, M. Svartengren et G. Viegi. 2003. « The Need for a Focus on Air Pollution Research in the Elderly. » *European Respiratory Journal* 21 (40 suppl). European Respiratory Society: 92s-95s. doi:10.1183/09031936.03.00403503.
- Sansom, Garrett, Philip Berke, Thomas McDonald, Eva Shipp et Jennifer Horney. 2016. « Confirming the Environmental Concerns of Community Members Utilizing Participatory-Based Research in the Houston Neighborhood of Manchester. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13 (9). doi:10.3390/ijerph13090839.
- Santiago, J. L., R. Borge, F. Martin, D. de la Paz, A. Martilli, J. Lumbreras et B. Sanchez. 2017. « Evaluation of a CFD-Based Approach to Estimate Pollutant Distribution within a Real Urban Canopy by Means of Passive Samplers. » *Science of The Total Environment* 576: 46-58. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.234.
- Sayadi Anari, Mohammad Hossein et Afsaneh Movafagh. 2014. « Environmental Noise Pollution Level at Birjand City Using Statistical and GIS Techniques. » *Journal of Environmental Studies* 40 (3): 693-710. doi:10.22059/jes.2014.52214.
- Schlosberg, D. 2007. *Defining Environmental Justice: Theories, Movements, and Nature*. Vol. 9780199286294. Defining Environmental Justice: Theories, Movements, and Nature. s.l.: s.n. doi:10.1093/acprof:oso/9780199286294.001.0001.
- Schlosberg, D. et L.B. Collins. 2014. « From environmental to climate justice: Climate change and the discourse of environmental justice. » *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 5 (3): 359-374. Scopus. doi:10.1002/wcc.275.
- Schmit, C et V Lorant. 2009. « Noise nuisance and health inequalities in Belgium: a population study. » *Archives of Public Health* 67 (2): 52-61. doi:10.1186/0778-7367-67-2-52.
- Schwartz, Joel. 2004. « Air Pollution and Children's Health. » *Pediatrics* 113 (Supplement 3). American Academy of Pediatrics: 1037-1043.

- Schwela, D.H. 2012. *Review of Urban Air Quality in Sub-Saharan Africa Region*. Other Urban Study. s.l.: World Bank. doi:10.1596/26864. <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/26864>.
- Schwela, D.H. et G. Haq. 2020. « Strengths and weaknesses of the WHO urban air pollutant database. » *Aerosol and Air Quality Research* 20 (5): 1026-1037. Scopus. doi:10.4209/aaqr.2019.11.0605.
- Schwela, Dietrich. 2021. « Environmental Noise Challenges and Policies in Low- and Middle-Income Countries. » *South Florida Journal of Health* 2 (1): 26-45. doi:10.46981/sfjvh2n1-003.
- Séguin, Anne-Marie et Philippe Apparicio. 2013. « Justice environnementale. » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161). Département de géographie de l'Université Laval: 211-214. doi:<https://doi.org/10.7202/1024901ar>.
- Séguin, Anne-Marie, Philippe Apparicio et Paula Negron. 2013. « La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006 : un groupe de moins en moins ségrégué. » *Cybergeo: European Journal of Geography*. doi:10.4000/cybergeo.25860. <http://journals.openedition.org/cybergeo/25860>.
- Shafie, Siti Haslina Mohd et Mastura Mahmud. 2020. « Urban Air Pollutant from Motor Vehicle Emissions in Kuala Lumpur, Malaysia. » *Aerosol and Air Quality Research* 20 (12). Taiwan Association for Aerosol Research: 2793-2804. doi:10.4209/aaqr.2020.02.0074.
- Shah, Anoop SV, Jeremy P Langrish, Harish Nair, David A McAllister, Amanda L Hunter, Ken Donaldson, David E Newby et Nicholas L Mills. 2013. « Global Association of Air Pollution and Heart Failure: A Systematic Review and Meta-Analysis. » *The Lancet* 382 (9897): 1039-1048. doi:10.1016/S0140-6736(13)60898-3.
- Sidibe, Alimata, Yosuke Sakamoto, Kentaro Murano, Ousmane A. Koita, Ibrahim Traore, Yacouba Dansoko et Yoshizumi Kajii. 2022. « Personal Exposure to Fine Particles (PM2.5) in Northwest Africa: Case of the Urban City of Bamako in Mali. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19 (1). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 611. doi:10.3390/ijerph19010611.
- Sieber, Chloé, Martina S. Ragetti, Mark Brink, Olaniyan Toyib, Roslyn Baatjies, Apolline Saucy, Nicole Probst-Hensch, Mohamed Aqiel Dalvie et Martin Rössli. 2017. « Land Use Regression Modeling of Outdoor Noise Exposure in Informal Settlements in Western Cape, South Africa. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (10). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1262. doi:10.3390/ijerph14101262.
- Sietchiping, Remy, Melissa Jane Permezel et Claude Ngomsi. 2012. « Transport and Mobility in Sub-Saharan African Cities: An Overview of Practices, Lessons and Options for Improvements. » *Cities* 29 (3). Special Section: Urban Planning in Africa (Pp. 155-191): 183-189. doi:10.1016/j.cities.2011.11.005.
- Singh, Digvijay et B. D. Joshi. 2012. « Study of Noise Pollution for Three Consecutive Years during Deepawali Festival in Meerut City, Uttar Pradesh (India). » *Journal of Environmental Science & Engineering* 54 (3): 413-415.
- Smith, Luther, Shaibal Mukerjee, Melissa Gonzales, Casson Stallings, Lucas Neas, Gary Norris et Halûk Özkaynak. 2006. « Use of GIS and Ancillary Variables to Predict Volatile Organic Compound and Nitrogen Dioxide Levels at Unmonitored Locations. » *Atmospheric Environment* 40 (20): 3773-3787. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.02.036.
- Snyder, Emily G., Timothy H. Watkins, Paul A. Solomon, Eben D. Thoma, Ronald W. Williams, Gayle S. W. Hagler, David Shelow, David A. Hindin, Vasu J. Kilaru et Peter W. Preuss. 2013. « The Changing Paradigm of Air Pollution Monitoring. » *Environmental Science & Technology* 47 (20): 11369-11377. doi:10.1021/es4022602.
- Sørensen Mette, Andersen Zorana J., Nordsborg Rikke B., Becker Thomas, Tjønneland Anne, Overvad Kim, et Raaschou-Nielsen Ole. 2013. « Long-Term Exposure to Road Traffic

- Noise and Incident Diabetes: A Cohort Study. » *Environmental Health Perspectives* 121 (2). Environmental Health Perspectives: 217-222. doi:10.1289/ehp.1205503.
- Staab, Jeroen, Arthur Schady, Matthias Weigand, Tobia Lakes et Hannes Taubenböck. 2022. « Predicting Traffic Noise Using Land-Use Regression—a Scalable Approach. » *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 32 (2): 232-243. doi:10.1038/s41370-021-00355-z.
- Sueur, Jérôme, Thierry Aubin et Caroline Simonis. 2008. « Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. » *Bioacoustics* 18 (2). Taylor & Francis: 213-226. doi:10.1080/09524622.2008.9753600.
- Sunnu, A., G. Afeti et F. Resch. 2008. « A Long-Term Experimental Study of the Saharan Dust Presence in West Africa. » *Atmospheric Research* 87 (1): 13-26. doi:10.1016/j.atmosres.2007.07.004.
- Swidinsky, Robert et Michael Swidinsky. 2002. « The Relative Earnings of Visible Minorities in Canada: New Evidence from the 1996 Census. » *Relations Industrielles / Industrial Relations* 57 (4). Département des relations industrielles de l'Université Laval: 630-659. doi:10.7202/006904ar.
- Sylvain, Akpo Kouakou, Koné Tiangoua, Coulibaly Sandotou Lassina, Mahamadou Kamagate et Coulibaly Lacina. 2020. « Diagnostics of Environmental Risks and Mapping of Surface Water Sensitivity Due to Metal Contamination from Artisanal Gold Mining in Côte d'Ivoire: Case of Angovia, Kokumbo, Hire and Agbaou. » *Journal of Geoscience and Environment Protection* 08 (02): 47. doi:10.4236/gep.2020.82004.
- Tanaka, Taichu Y. et Masaru Chiba. 2006. « A Numerical Study of the Contributions of Dust Source Regions to the Global Dust Budget. » *Global and Planetary Change* 52 (1). Monitoring and Modelling of Asian Dust Storms: 88-104. doi:10.1016/j.gloplacha.2006.02.002.
- Tang, T. Q., H. J. Huang, S. G. Zhao et H. Y. Shang. 2009. « A New Dynamic Model for Heterogeneous Traffic Flow. » *Physics Letters A* 373 (29): 2461-2466. doi:10.1016/j.physleta.2009.05.006.
- Tenaillieu, Quentin M., Nadine Bernard, Sophie Pujol, Anne-Laure Parmentier, Mathieu Boilleaut, Hélène Houot, Daniel Joly et Frédéric Mauny. 2016. « Do Outdoor Environmental Noise and Atmospheric NO<sub>2</sub> Levels Spatially Overlap in Urban Areas? » *Environmental Pollution* 214: 767-775. doi:10.1016/j.envpol.2016.04.082.
- Thambiran, Tirusha et Roseanne D. Diab. 2011. « Air Pollution and Climate Change Co-Benefit Opportunities in the Road Transportation Sector in Durban, South Africa. » *Atmospheric Environment* 45 (16): 2683-2689. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.02.059.
- Thurston, George D., Howard Kipen, Isabella Annesi-Maesano, John Balmes, Robert D. Brook, Kevin Cromar, Sara De Matteis, Francesco Forastiere, Bertil Forsberg, Mark W. Frampton, Jonathan Grigg, Dick Heederik, Frank J. Kelly, Nino Kuenzli, Robert Laumbach, Annette Peters, Sanjay T. Rajagopalan, David Rich, Beate Ritz, Jonathan M. Samet, Thomas Sandstrom, Torben Sigsgaard, Jordi Sunyer et Bert Brunekreef. 2017. « A Joint ERS/ATS Policy Statement: What Constitutes an Adverse Health Effect of Air Pollution? An Analytical Framework. » *European Respiratory Journal* 49 (1). European Respiratory Society. doi:10.1183/13993003.00419-2016. <https://erj.ersjournals.com/content/49/1/1600419>.
- Toli, Angeliki Maria et Niamh Murtagh. 2020. « The Concept of Sustainability in Smart City Definitions. » *Frontiers in Built Environment* 6. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fbuil.2020.00077>.
- Toure, Nafissatou Oumar, Ndeye Ramatoulaye Diagne Gueye, Aminata Mbow-Diokhane, Gregory S. Jenkins, Maggie Li, Mamadou S. Drame, Karen Adjoa Ronke Coker et Khady Thiam. 2019. « Observed and Modeled Seasonal Air Quality and Respiratory Health in

- Senegal During 2015 and 2016. » *GeoHealth* 3 (12): 423-442. doi:https://doi.org/10.1029/2019GH000214.
- Tsin, P.K., A. Knudby, E.S. Krayenhoff, M. Brauer et S.B. Henderson. 2020. « Land use regression modeling of microscale urban air temperatures in greater Vancouver, Canada. » *Urban Climate* 32. Scopus. doi:10.1016/j.uclim.2020.100636. https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85084060211&doi=10.1016%2fj.uclim.2020.100636&partnerID=40&md5=2dc752797185193a103a4a179a676f81.
- Uka, Ufere N., Ebenezer J. D. Belford et Jonathan N. Hogarh. 2019. « Roadside Air Pollution in a Tropical City: Physiological and Biochemical Response from Trees. » *Bulletin of the National Research Centre* 43 (1): 90. doi:10.1186/s42269-019-0117-7.
- Ulke, Ana Graciela, Saulo Ribeiro Freitas et Karla Maria Longo. 2012. « Aerosol Load and Characteristics in Buenos Aires: Relationships with Dispersion Mechanisms and Sources in South America. » In *Air Pollution Modeling and Its Application XXI*, sous la dir. de Douw G. Steyn et Silvia Trini Castelli, 251-255. NATO Science for Peace and Security C: Environmental Security. Dordrecht: Springer Netherlands. doi:10.1007/978-94-007-1359-8\_42.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, et Population Division. 2019. *World Population Prospects Highlights, 2019 Revision Highlights, 2019 Revision*. s.l.: s.n.
- Vailshery, Lionel Sujay, Madhumitha Jaganmohan et Harini Nagendra. 2013. « Effect of Street Trees on Microclimate and Air Pollution in a Tropical City. » *Urban Forestry & Urban Greening* 12 (3): 408-415. doi:10.1016/j.ufug.2013.03.002.
- Van den Bossche, Joris, Jan Peters, Jan Verwaeren, Dick Botteldooren, Jan Theunis et Bernard De Baets. 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.
- Vasconcellos, Eduardo A. 2008. « O custo social da motocicleta no Brasil: » 16.
- Vellampalli, Ramakrishna, N Saigiri et K Babu. 2019. « JASC: Journal of Applied Science and Computations A Study on Noise Pollution in Vijayawada, Andhra Pradesh. »
- Viippola, Viljami, Thomas H. Whitlow, Wenlin Zhao, Vesa Yli-Pelkonen, Juha Mikola, Richard Pouyat et Heikki Setälä. 2018. « The Effects of Trees on Air Pollutant Levels in Peri-Urban near-Road Environments. » *Urban Forestry & Urban Greening* 30. Special Feature: Strategic Gardens and Gardening: Inviting a Widened Perspective on the Values of Private Green Space: 62-71. doi:10.1016/j.ufug.2018.01.014.
- Vijay, Ritesh, Asheesh Sharma, Tapan Chakrabarti et Rajesh Gupta. 2015. « Assessment of honking impact on traffic noise in urban traffic environment of Nagpur, India. » *Journal of environmental health science and engineering* 13 (1). Springer: 1-10. doi:10.1186/s40201-015-0164-4.
- Vincent, Bruno et Vincent Gissinger. 2016. « Les effets du bruit sur la santé: » 32.
- Vrain, Philippe. 2003. « Ville durable et transports : automobile, environnement et comportements individuels. » *Innovations* 18 (2). Louvain-la-Neuve: De Boeck Supérieur: 91-112. doi:10.3917/inno.018.0091.
- Vuong, Quan-Hoang, Tri Vu Phu, Tuyet-Anh T. Le et Quy Van Khuc. 2021. « Exploring Inner-City Residents' and Foreigners' Commitment to Improving Air Pollution: Evidence from a Field Survey in Hanoi, Vietnam. » *Data* 6 (4): 39. doi:10.3390/data6040039.
- Walker, G. 2012. *Environmental justice: Concepts, evidence and politics*. Environmental Justice: Concepts, Evidence and Politics. s.l.: s.n. doi:10.4324/9780203610671.
- Wang, Bo et Jian Kang. 2011. « Effects of Urban Morphology on the Traffic Noise Distribution through Noise Mapping: A Comparative Study between UK and China. » *Applied Acoustics* 72 (8). Noise Mapping: 556-568. doi:10.1016/j.apacoust.2011.01.011.

- Washington, Richard, Martin Todd, Nicholas J. Middleton et Andrew S. Goudie. 2003. « Dust-Storm Source Areas Determined by the Total Ozone Monitoring Spectrometer and Surface Observations. » *Annals of the Association of American Geographers* 93 (2). Routledge: 297-313. doi:10.1111/1467-8306.9302003.
- Weichenthal, S., K. Van Ryswyk, A. Goldstein, M. Shekarrizfard et M. Hatzopoulou. 2016. « Characterizing the spatial distribution of ambient ultrafine particles in Toronto, Canada: A land use regression model. » *Environmental Pollution* 208: 241-248. Scopus. doi:10.1016/j.envpol.2015.04.011.
- Weinstein, Jason P., Scott R. Hedges et Sue Kimbrough. 2010. « Characterization and Aerosol Mass Balance of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> Collected in Conakry, Guinea during the 2004 Harmattan Period. » *Chemosphere* 78 (8): 980-988. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.12.022.
- Wen, Xiaoying, Guoyun Lu, Kai Lv, Meijun Jin, Xiaofeng Shi, Fenghua Lu et Dongye Zhao. 2019. « Impacts of Traffic Noise on Roadside Secondary Schools in a Prototype Large Chinese City. » *Applied Acoustics* 151: 153-163. doi:10.1016/j.apacoust.2019.02.024.
- Wright, C. Y., M. Matooane, M. A. Oosthuizen et N. Phala. 2014. « Risk Perceptions of Dust and Its Impacts among Communities Living in a Mining Area of the Witwatersrand, South Africa. » *Clean Air Journal* 24 (1): 22-27. doi:10.17159/caj/2014/24/1.7052.
- Wu, Jiansheng, Wudan Xie, Weifeng Li et Jiacheng Li. 2015. « Effects of Urban Landscape Pattern on PM<sub>2.5</sub> Pollution—A Beijing Case Study. » *PLOS ONE* 10 (11). Public Library of Science: e0142449. doi:10.1371/journal.pone.0142449.
- Wu, Xiaoguo, Yueyue Ding, Shoubiao Zhou et Ye Tan. 2018. « Temporal Characteristic and Source Analysis of PM<sub>2.5</sub> in the Most Polluted City Agglomeration of China. » *Atmospheric Pollution Research* 9 (6): 1221-1230. doi:10.1016/j.apr.2018.05.008.
- Xie, Dan, Yi Liu et Jining Chen. 2011. « Mapping Urban Environmental Noise: A Land Use Regression Method. » *Environmental Science & Technology* 45 (17): 7358-7364. doi:10.1021/es200785x.
- Xu, Xueyi, Yihui Ge, Weidong Wang, Xiaoning Lei, Haidong Kan et Jing Cai. 2022. « Application of Land Use Regression to Map Environmental Noise in Shanghai, China. » *Environment International* 161: 107111. doi:10.1016/j.envint.2022.107111.
- Yang, Xiaofan, Yixuan Zheng, Guannan Geng, Huan Liu, Hanyang Man, Zhaofeng Lv, Kebin He et Kees de Hoogh. 2017. « Development of PM<sub>2.5</sub> and NO<sub>2</sub> Models in a LUR Framework Incorporating Satellite Remote Sensing and Air Quality Model Data in Pearl River Delta Region, China. » *Environmental Pollution* 226: 143-153. doi:10.1016/j.envpol.2017.03.079.
- Ye Qing, Li Hugh Z., Gu Peishi, Robinson Ellis S., Apte Joshua S., Sullivan Ryan C., Robinson Allen L., Donahue Neil M., et Presto Albert A. 2020. « Moving beyond Fine Particle Mass: High-Spatial Resolution Exposure to Source-Resolved Atmospheric Particle Number and Chemical Mixing State. » *Environmental Health Perspectives* 128 (1). Environmental Health Perspectives: 017009. doi:10.1289/EHP5311.
- Yiran, Gerald Albert Baeribameng, Austin Dziwornu Ablo, Freda Elikplim Asem et George Owusu. 2020. « Urban Sprawl in Sub-Saharan Africa: A Review of the Literature in Selected Countries. » *Ghana Journal of Geography* 12 (1): 1-28. doi:10.4314/gjg.v12i1.1.
- Yli-Pelkonen, Vesa, Heikki Setälä et Viljami Viippola. 2017. « Urban Forests near Roads Do Not Reduce Gaseous Air Pollutant Concentrations but Have an Impact on Particles Levels. » *Landscape and Urban Planning* 158: 39-47. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.09.014.
- You, C. F. et X. C. Xu. 2010. « Coal Combustion and Its Pollution Control in China. » *Energy* 35 (11). Energy and Its Sustainable Development for China: 4467-4472. doi:10.1016/j.energy.2009.04.019.

- Yuan, Man, Yaping Huang, Huanfeng Shen et Tongwen Li. 2018. « Effects of Urban Form on Haze Pollution in China: Spatial Regression Analysis Based on PM2.5 Remote Sensing Data. » *Applied Geography* 98: 215-223. doi:10.1016/j.apgeog.2018.07.018.
- Yuan, Man, Chaohui Yin, Yi Sun et Weiqiang Chen. 2019. « Examining the Associations between Urban Built Environment and Noise Pollution in High-Density High-Rise Urban Areas: A Case Study in Wuhan, China. » *Sustainable Cities and Society* 50: 101678. doi:10.1016/j.scs.2019.101678.
- Zannin, Paulo Henrique Trombetta, Fabiano Belisário Diniz et William Alves Barbosa. 2002. « Environmental Noise Pollution in the City of Curitiba, Brazil. » *Applied Acoustics* 63 (4): 351-358. doi:10.1016/S0003-682X(01)00052-4.
- Zhao, Rongxian, Shi Chen, Weiye Wang, Jiao Huang, Ke Wang, Li Liu et Sheng Wei. 2017. « The Impact of Short-Term Exposure to Air Pollutants on the Onset of out-of-Hospital Cardiac Arrest: A Systematic Review and Meta-Analysis. » *International Journal of Cardiology* 226: 110-117. doi:10.1016/j.ijcard.2016.10.053.
- Zheng, Xue-yan, Hong Ding, Li-na Jiang, Shao-wei Chen, Jin-ping Zheng, Min Qiu, Ying-xue Zhou, Qing Chen et Wei-jie Guan. 2015. « Association between Air Pollutants and Asthma Emergency Room Visits and Hospital Admissions in Time Series Studies: A Systematic Review and Meta-Analysis. » *PLOS ONE* 10 (9). Public Library of Science: e0138146. doi:10.1371/journal.pone.0138146.
- Zhou, Chunshan, Shijie Li et Shaojian Wang. 2018. « Examining the Impacts of Urban Form on Air Pollution in Developing Countries: A Case Study of China's Megacities. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 1565. doi:10.3390/ijerph15081565.
- Zhu, Yifang, William C. Hinds, Seongheon Kim et Constantinos Sioutas. 2002. « Concentration and Size Distribution of Ultrafine Particles Near a Major Highway. » *Journal of the Air & Waste Management Association* 52 (9). Taylor & Francis: 1032-1042. doi:10.1080/10473289.2002.10470842.

## ANNEXE 1 : Matériel supplémentaire pour le chapitre 3 sur la pollution sonore

### Distributions *a priori* pour les modèles bayésiens pour les indicateurs de la pollution sonore

Tous les *priors* sélectionnés sont faiblement informatifs compte tenu de la grande quantité de données disponibles et de la grande incertitude sur les paramètres étudiés.

**Tableau 26.** Modèles pour,  $L_{Aeq,30s}$ ,  $L_{A10}$ ,  $L_{A50}$ ,  $L_{A90}$ ,  $L_{Amin}$ ,  $L_{Amax}$

Variable	Abréviation	Classe	Prior
Fixed effects			
03-12-2021 (Vendredi)	Jour03M12M2021	b	normal(0, 3)
04-12-2021 (Samedi)	Jour04M12M2021	b	normal(0, 3)
07-12-2021 (Mercredi)	Jour07M12M2021	b	normal(0, 3)
09-12-2021 (Jeudi)	Jour09M12M2021	b	normal(0, 3)
10-12-2021 (Vendredi)	Jour10M12M2021	b	normal(0, 3)
Vitesse du cycliste (km/h)	Kmh	b	normal(0, 0.5)
Feu de circulation	Feu de circulation	b	normal(0, 0.5)
Autoroute et voie rapide	Autoroute	b	normal(0, 3)
Route primaire	Primaire	b	normal(0, 2.5)
Route secondaire	Secondaire	b	normal(0, 2.5)
Route tertiaire	Tertiaire	b	normal(0, 2)
Service	Service	b	normal(0, 2)
Rue non classifiée	Rue non classifiée	b	normal(0, 2)
Route non asphaltée	Route non asphaltée	b	normal(0, 2)
Effets non linéaires (splines)			
Distance à la route majeur	s(Distance à la route, k = 5)	sds	student_t(3, 0, 2.5)
Minutes écoulées depuis 8h	s(Minutes écoulées, k = 10)	sds	student_t(3, 0, 2.5)
Coordonnées géo. (x,y)	s(X, Y, k = 40)	sds	student_t(3, 0, 10)
nu		nu	gamma(5, 0.5)

### Distributions postérieures

La distribution *a posteriori* de chaque paramètre du modèle est présentée dans les graphiques suivants. Ils sont obtenus avec quatre chaînes pendant 5000 itérations où les 1000 premières ont été utilisées comme échauffement pour l'échantillonnage réalisé avec un *No-U-Turn Sampler* (NUTS).

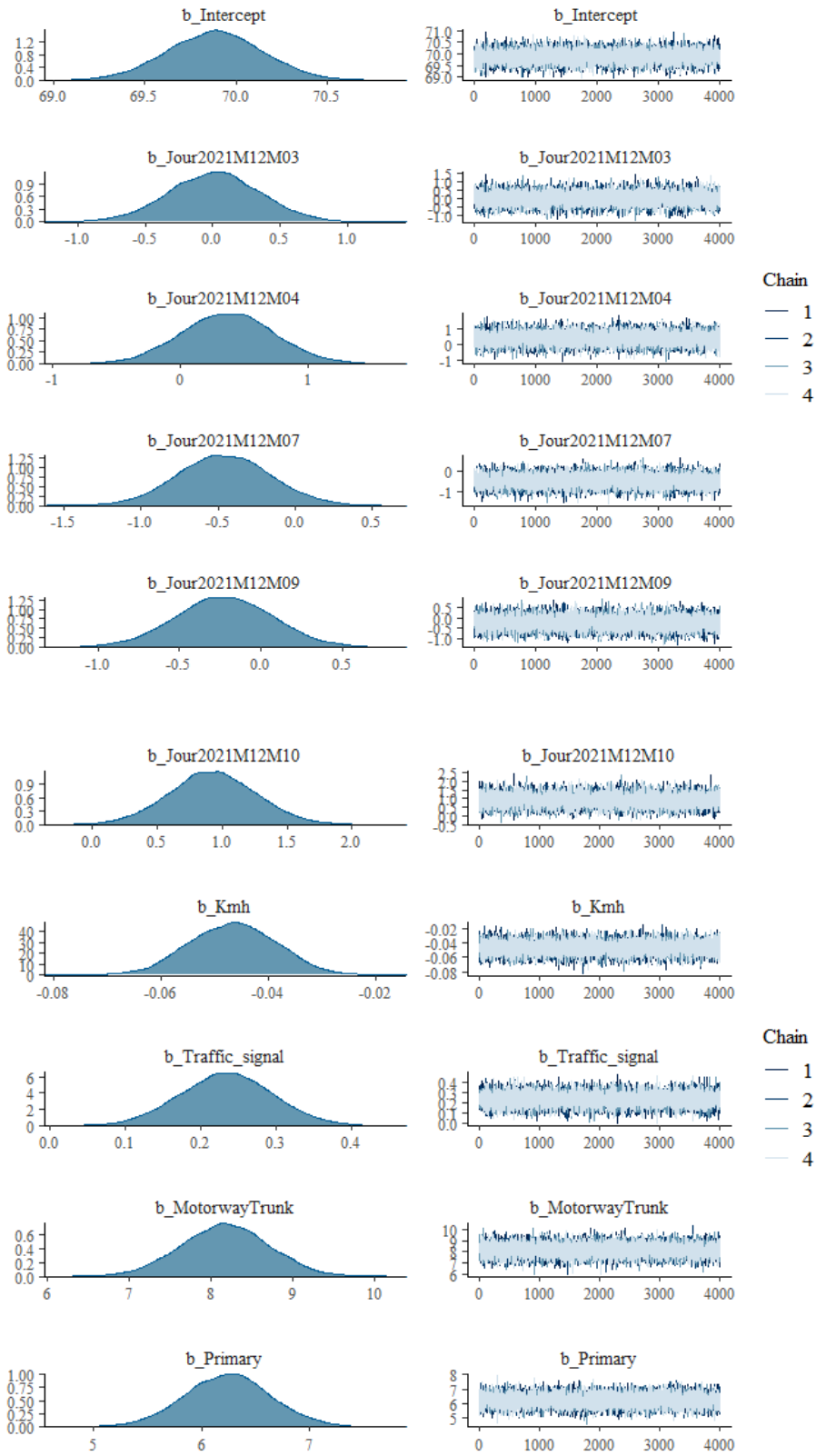
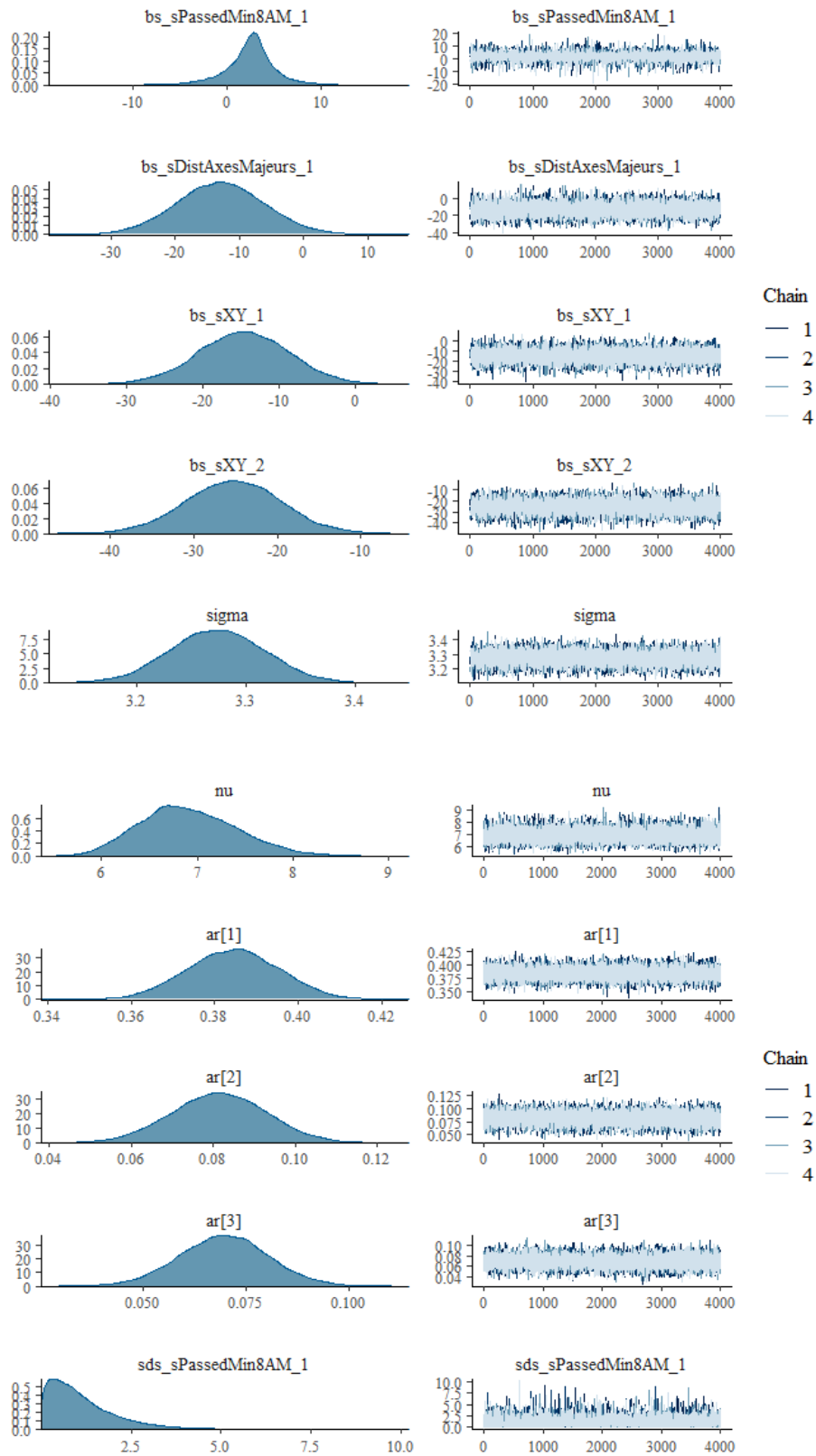
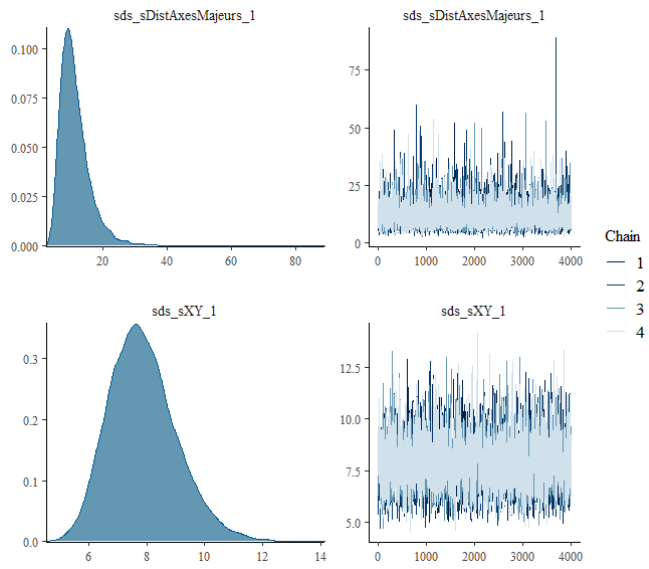


Figure 51. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,30s}$

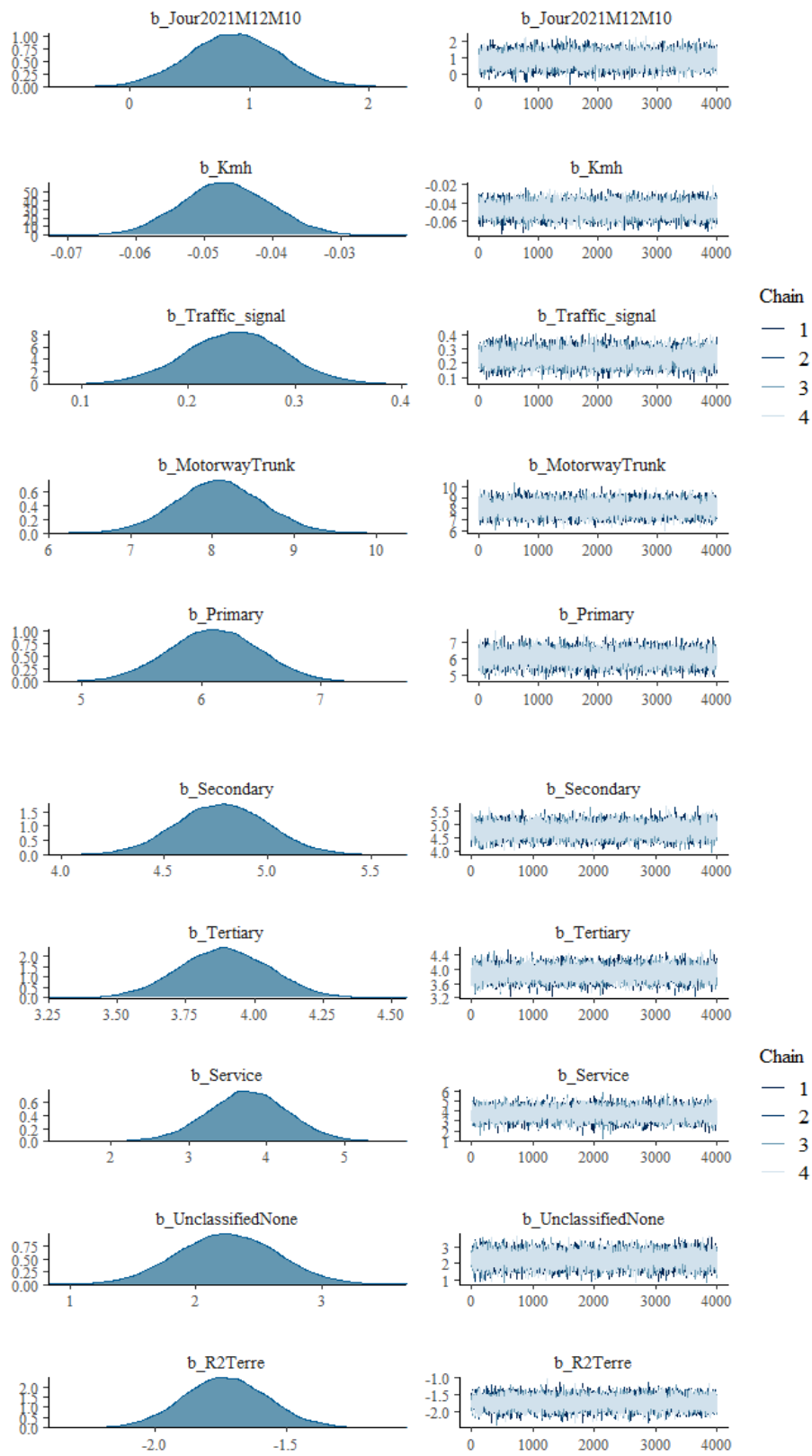




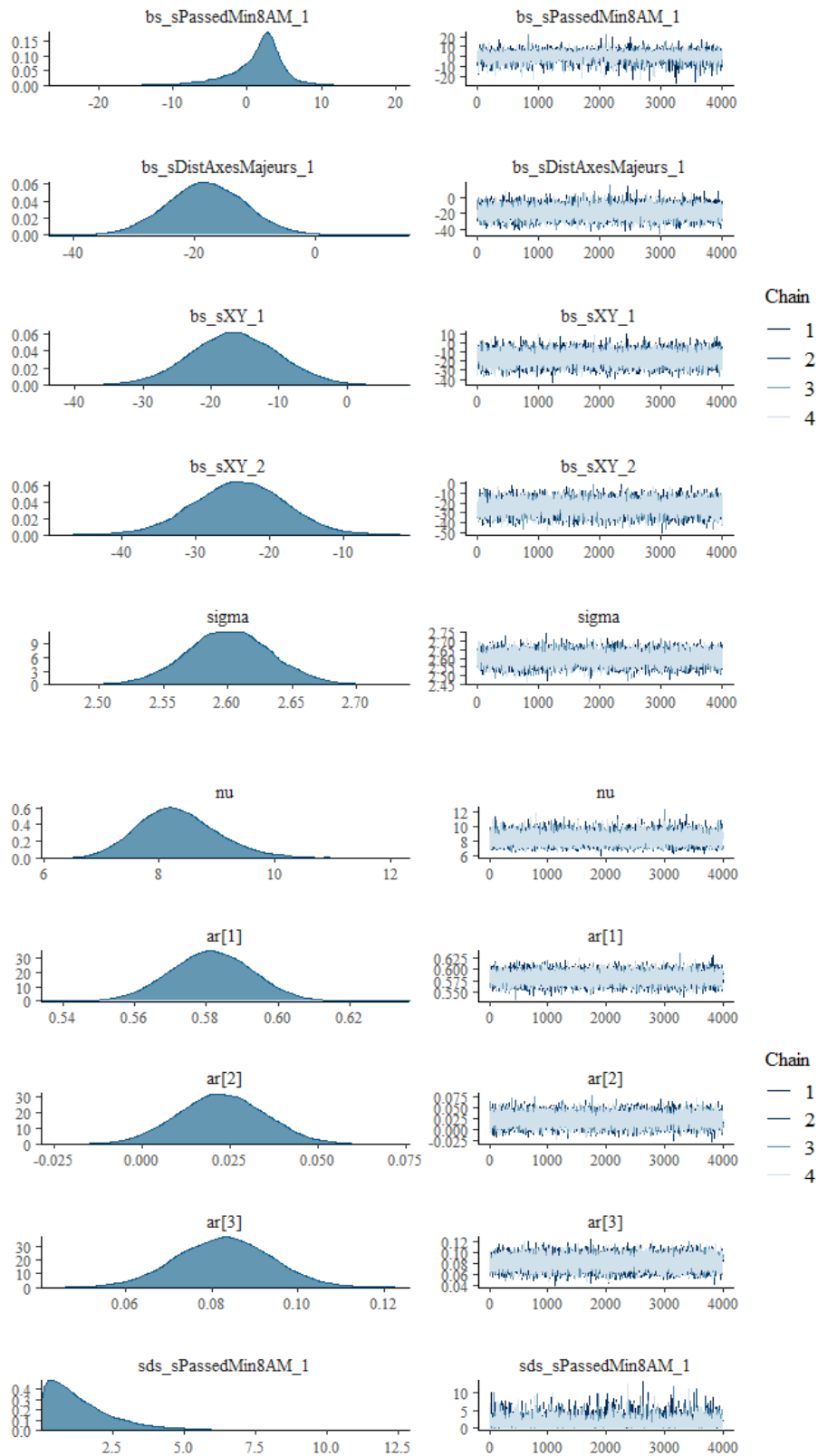
**Figure 52.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,30s}$  (suite)



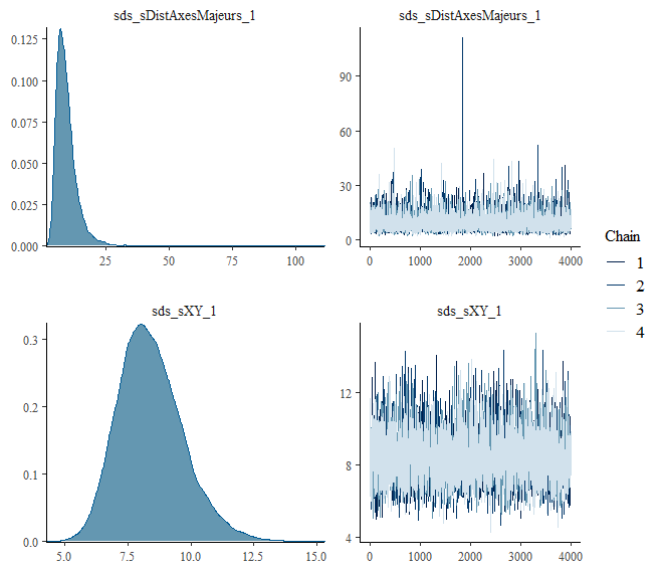
**Figure 53.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,30s}$  (suite)



**Figure 54.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,10}$



**Figure 55.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,10}$  (suite)



**Figure 56.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,10}$  (suite)

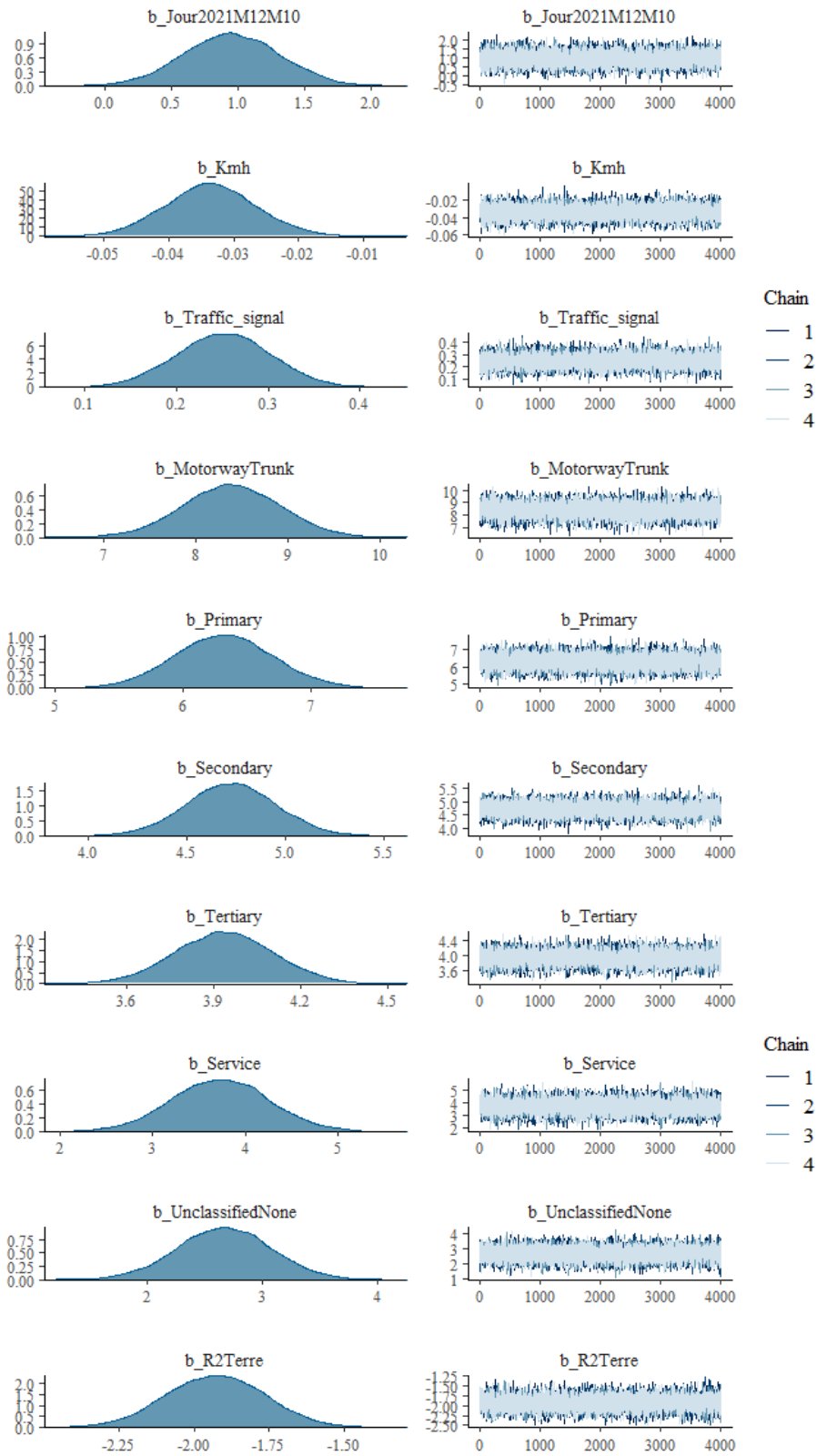
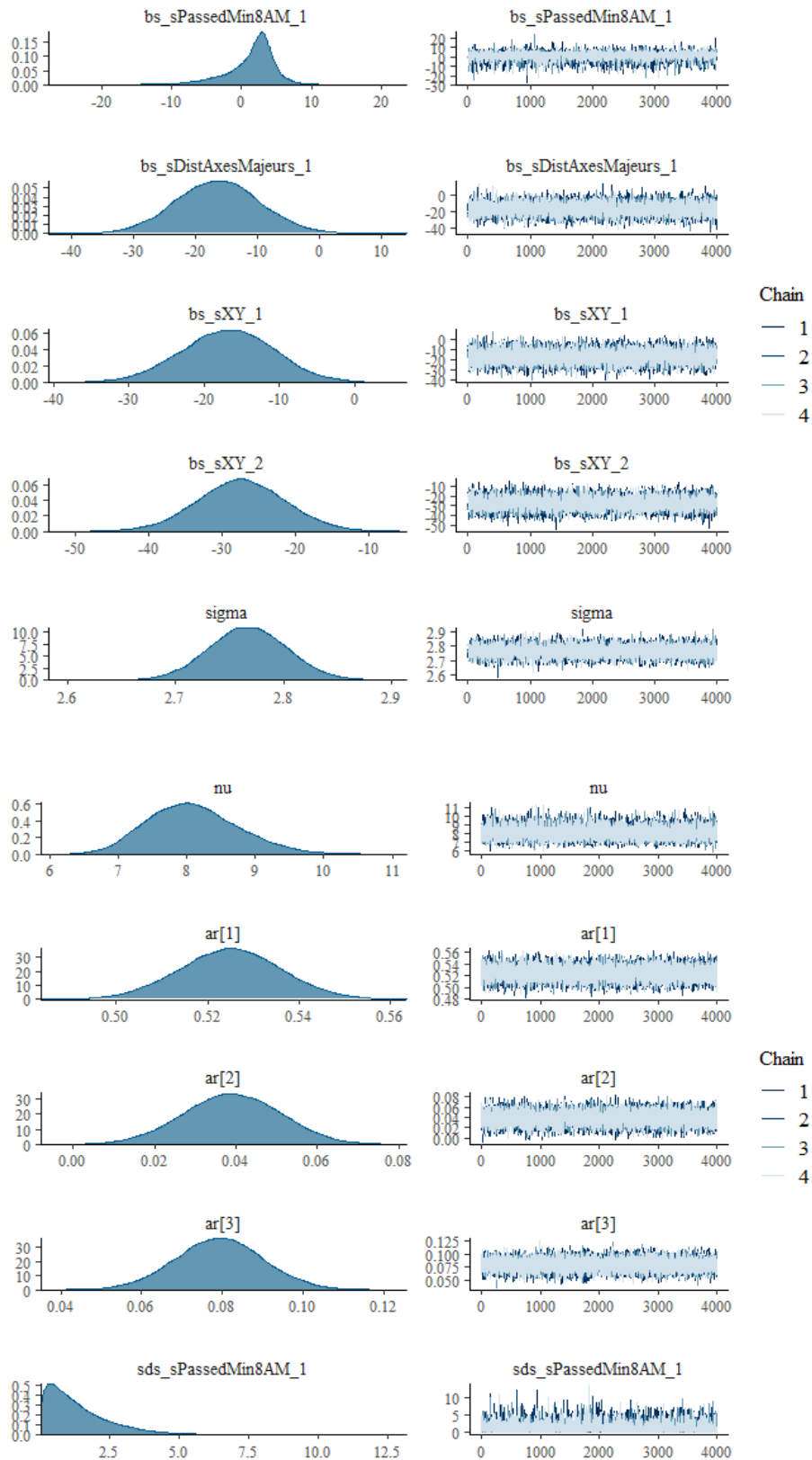
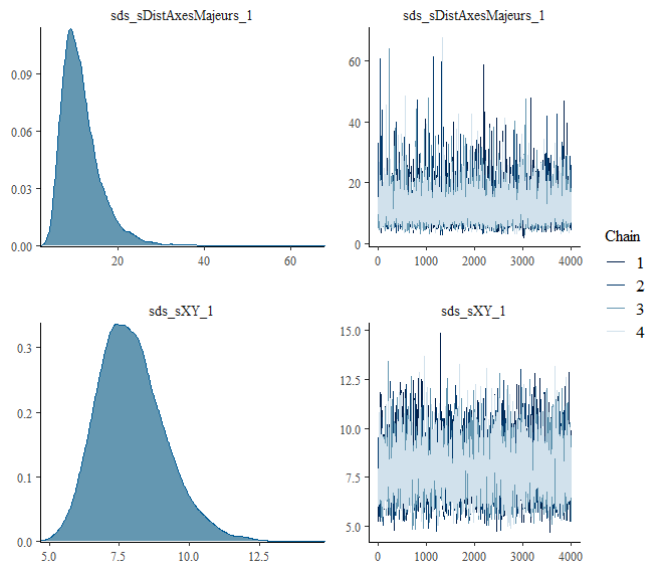


Figure 57. Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,50}$

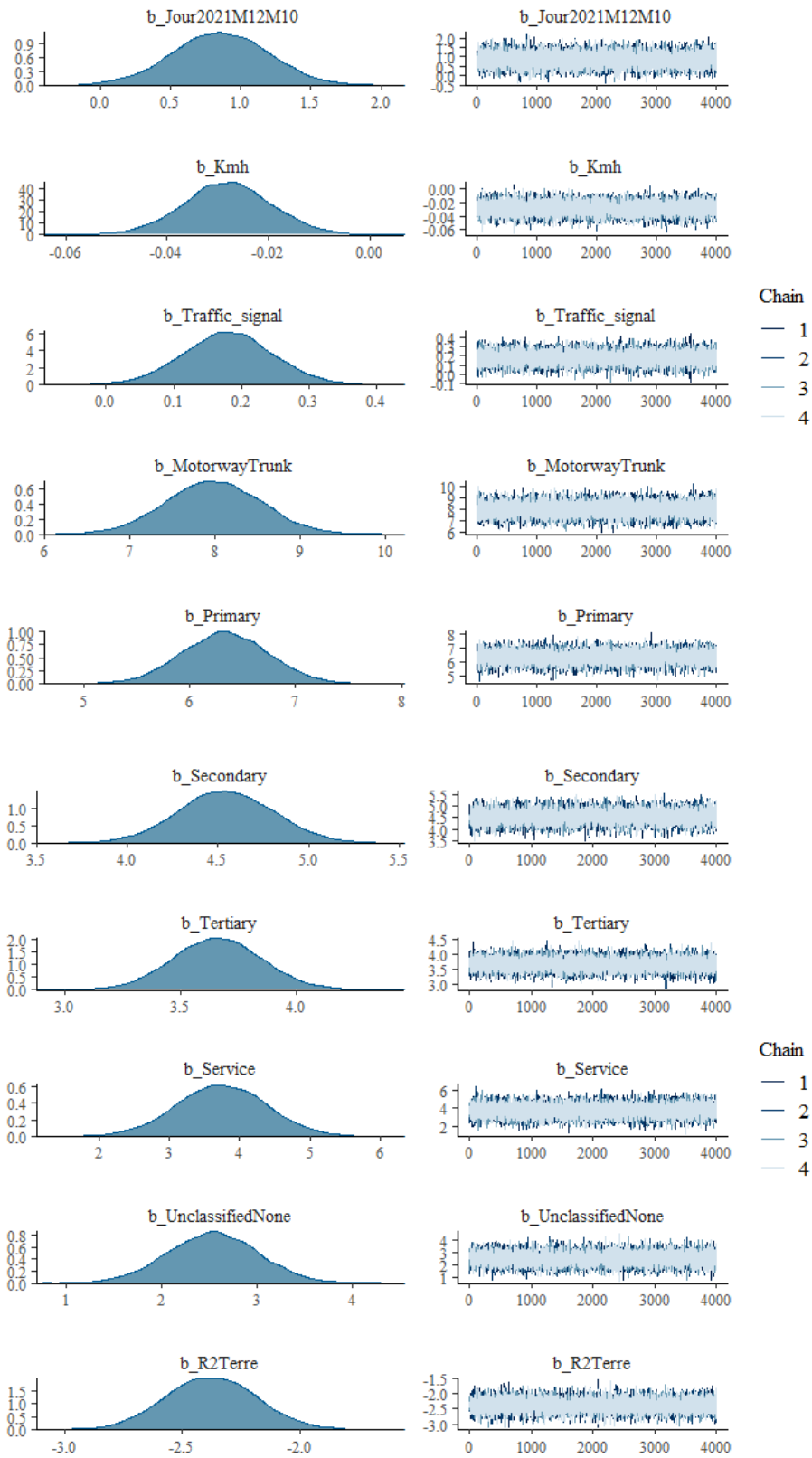


**Figure 58.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,50}$  (suite)

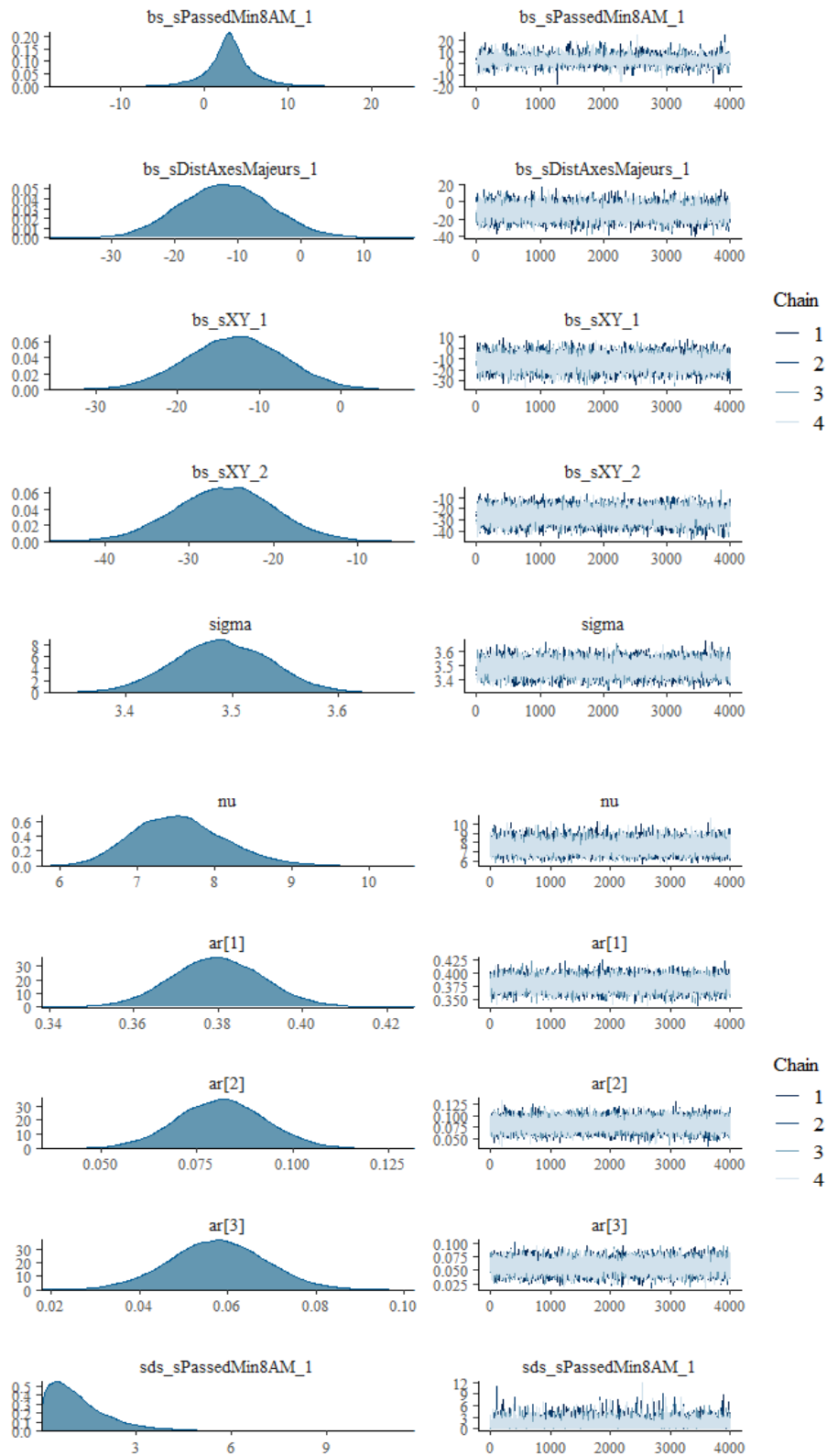


**Figure 59.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,50}$  (suite)

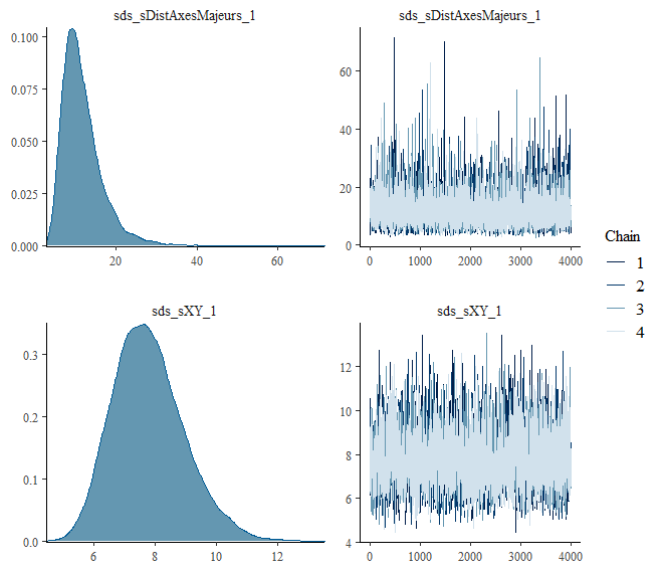




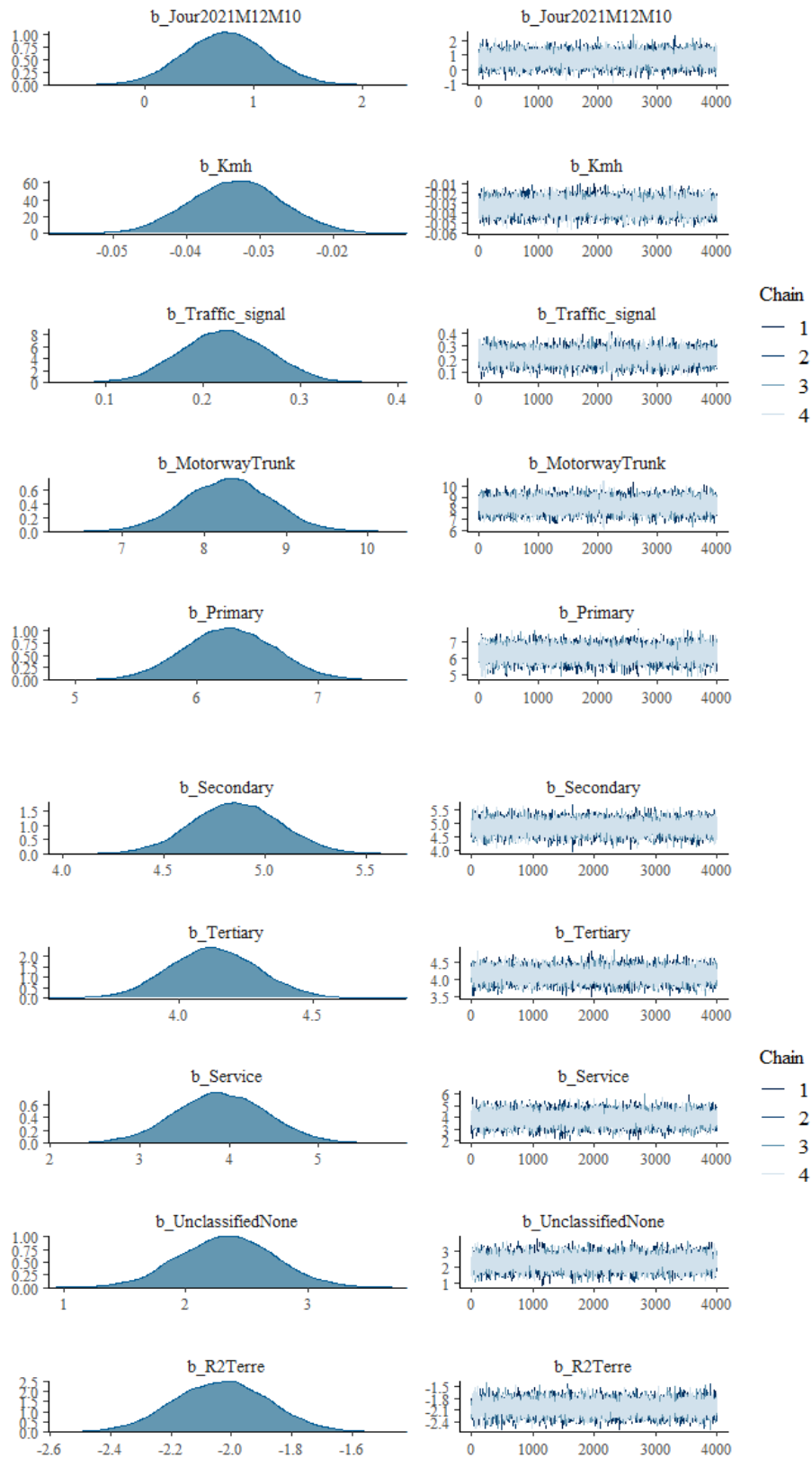
**Figure 60.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,90}$



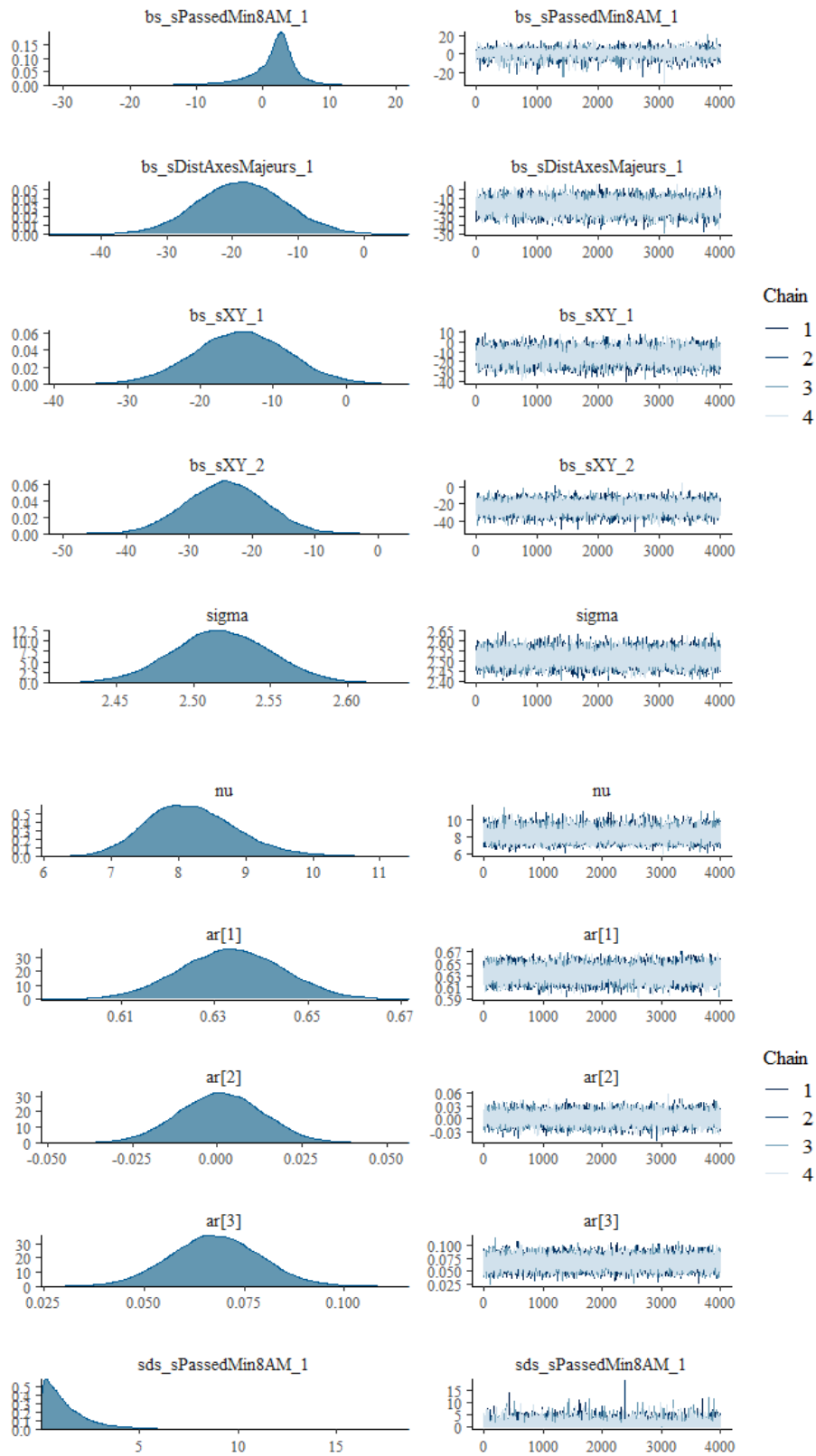
**Figure 61.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,90}$  (suite)



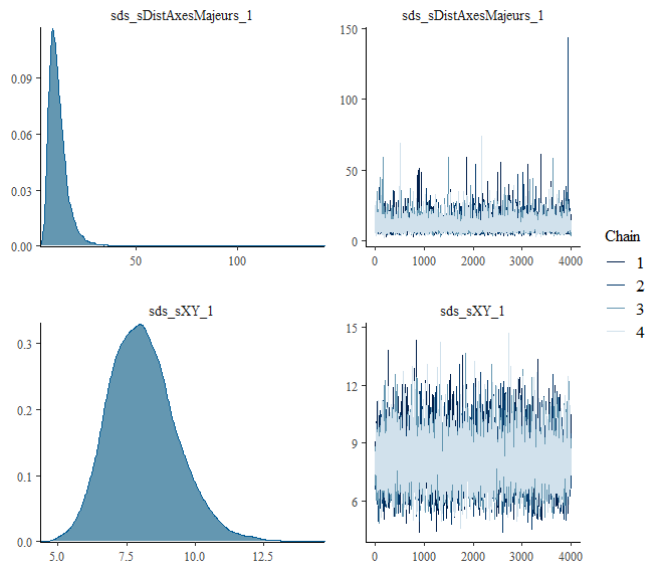
**Figure 62.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Aeq,90}$  (suite)



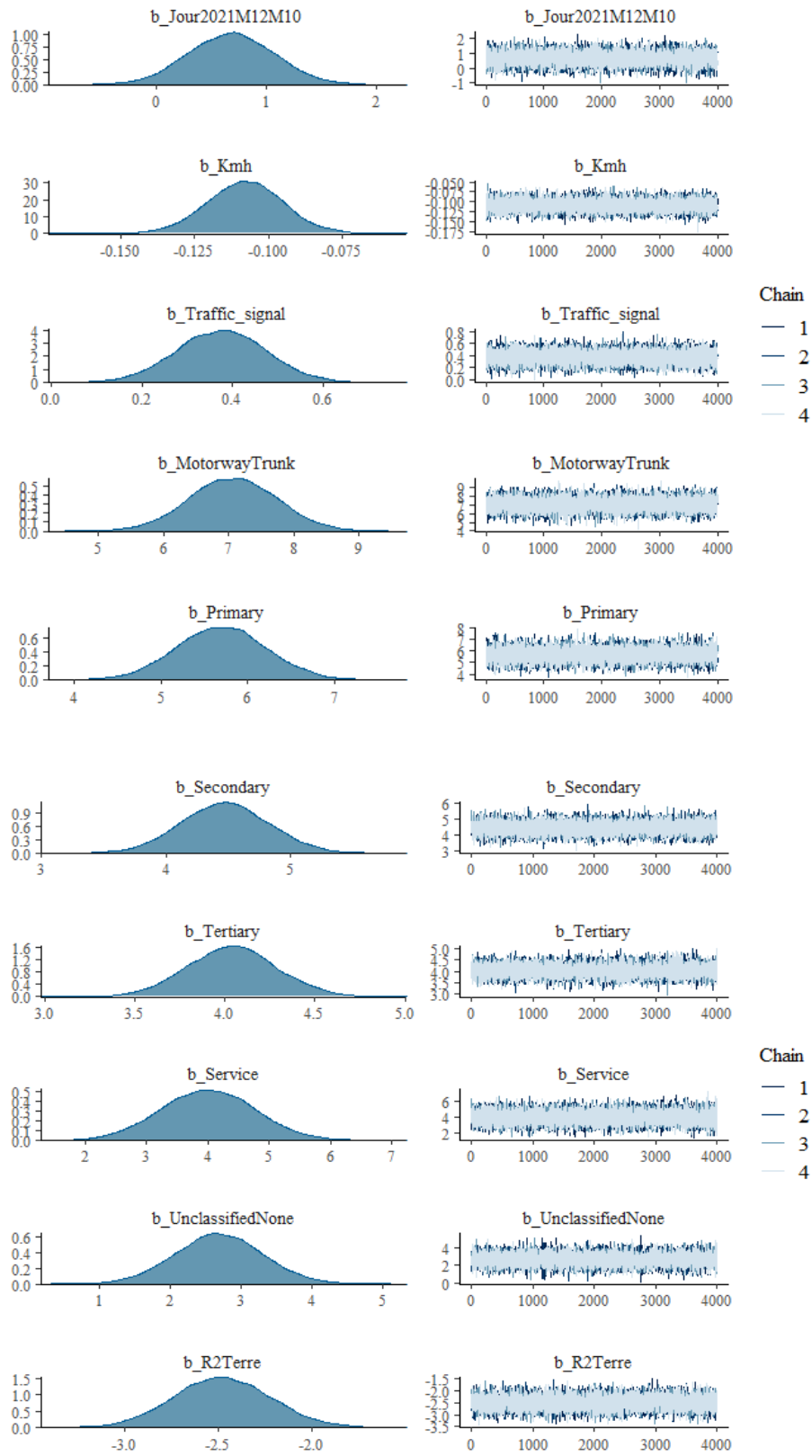
**Figure 63.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amin}$



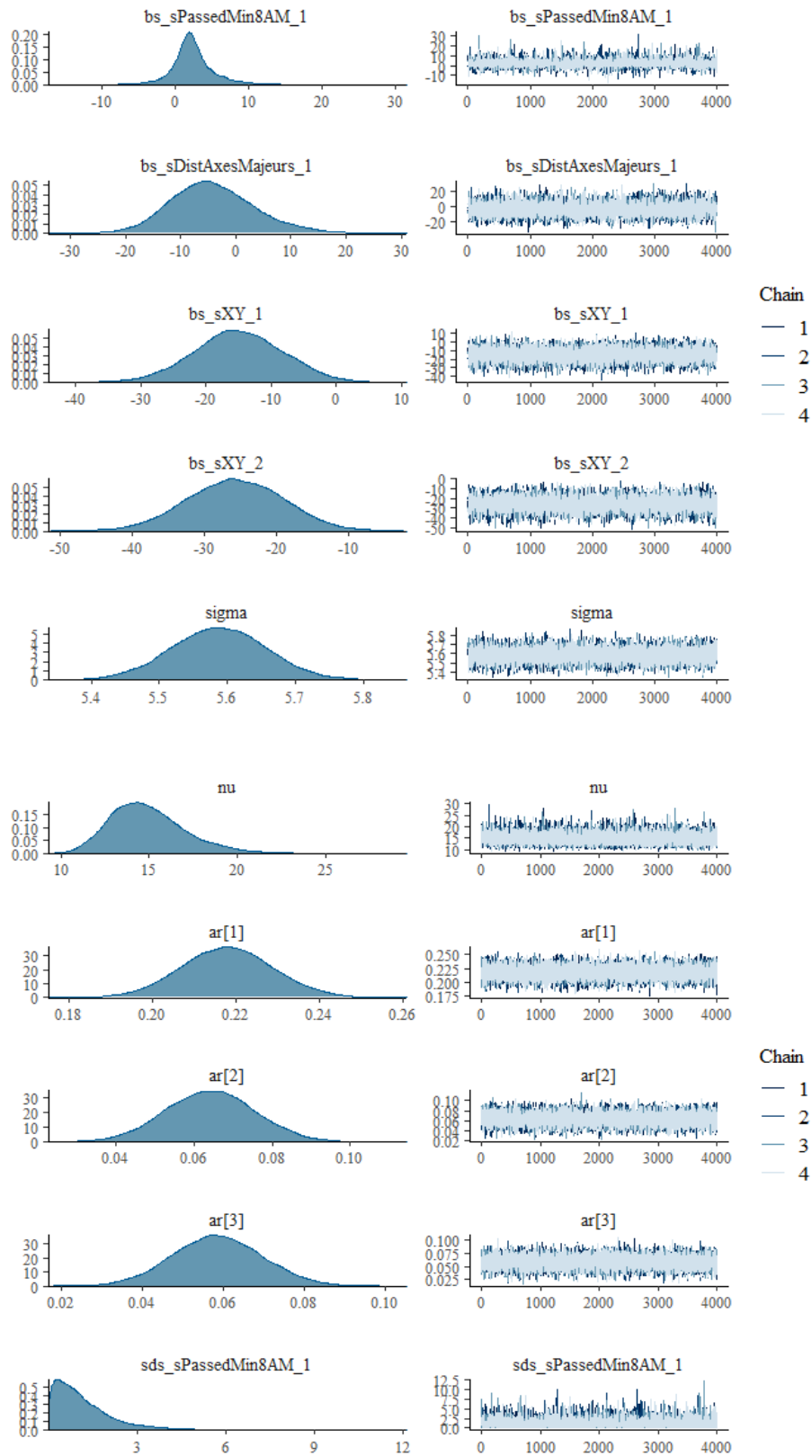
**Figure 64.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amin}$  (suite)



**Figure 65.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amin}$  (suite)

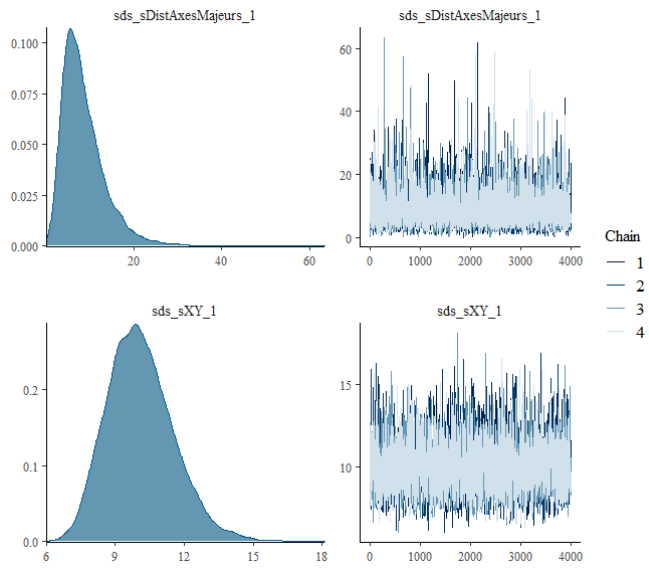


**Figure 66.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amax}$



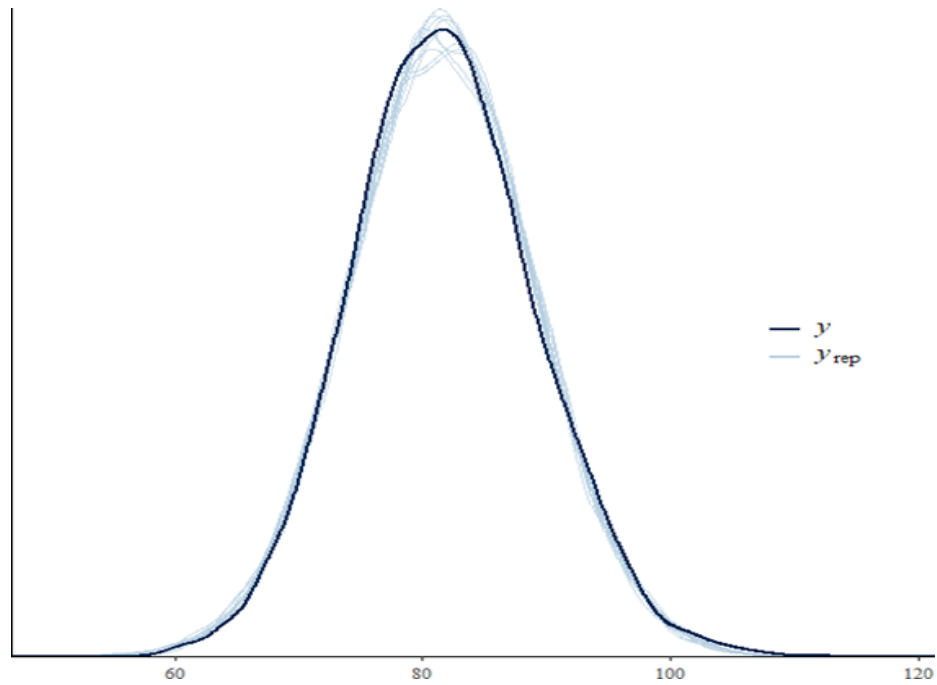
**Figure 67.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amax}$  (suite)



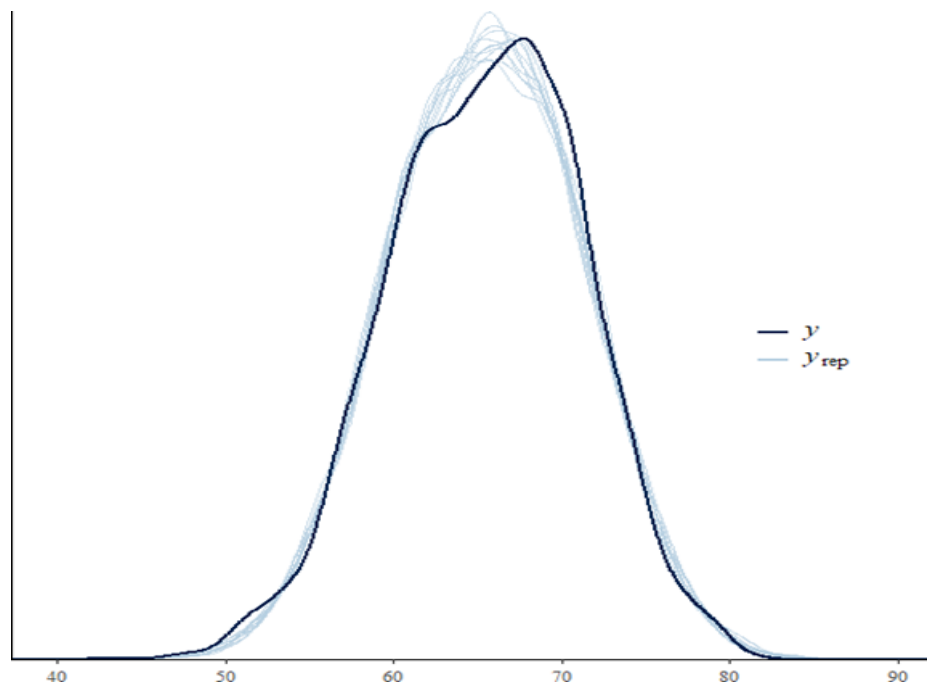


**Figure 68.** Distributions postérieures pour les paramètres du modèle  $L_{Amax}$  (suite)

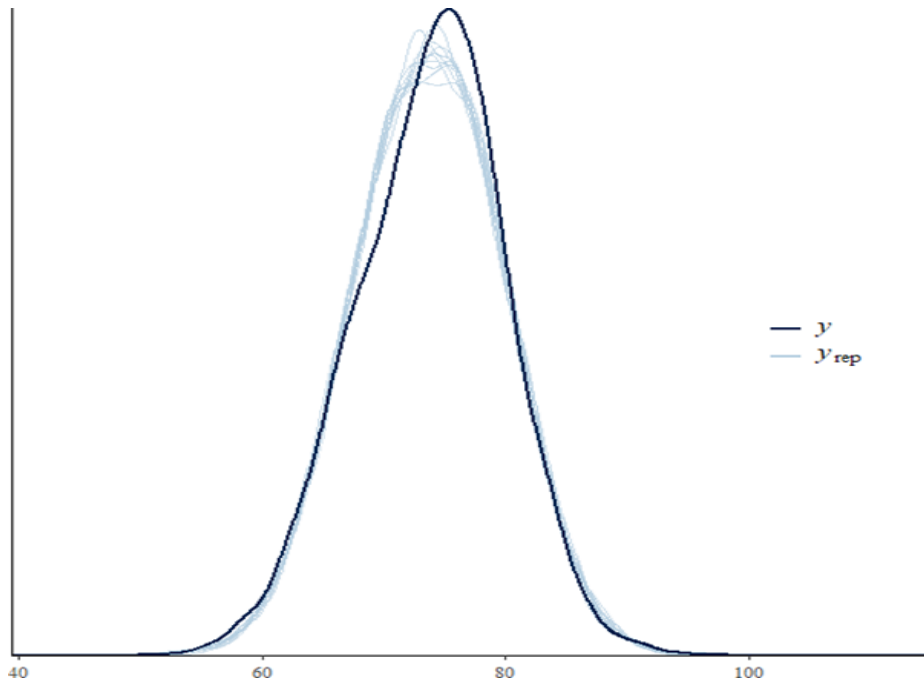
## Graphiques des contrôles prédictifs postérieurs pour les six indicateurs du bruit



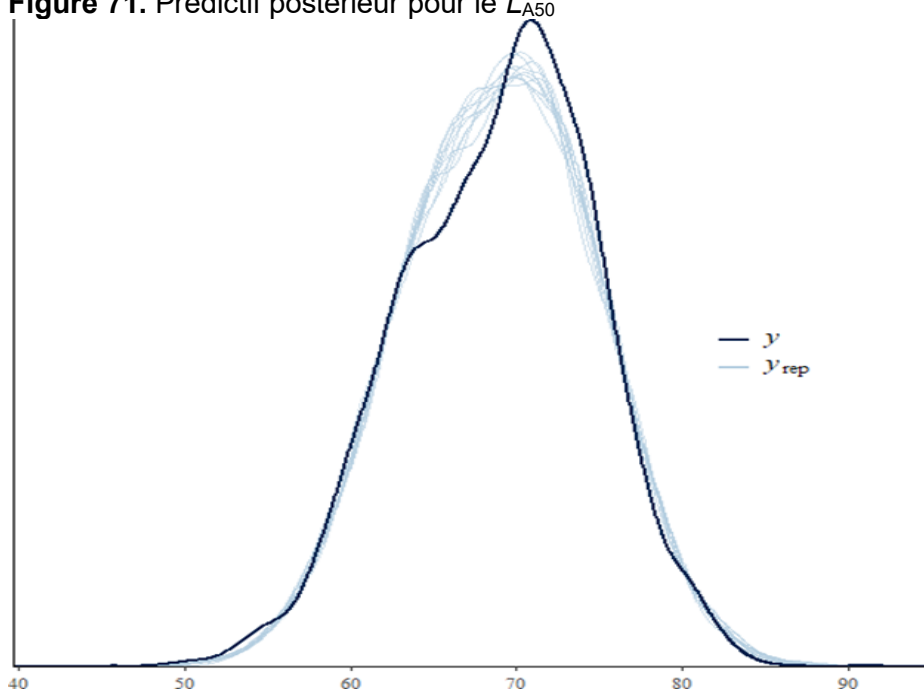
**Figure 69.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{Aeq,30s}$



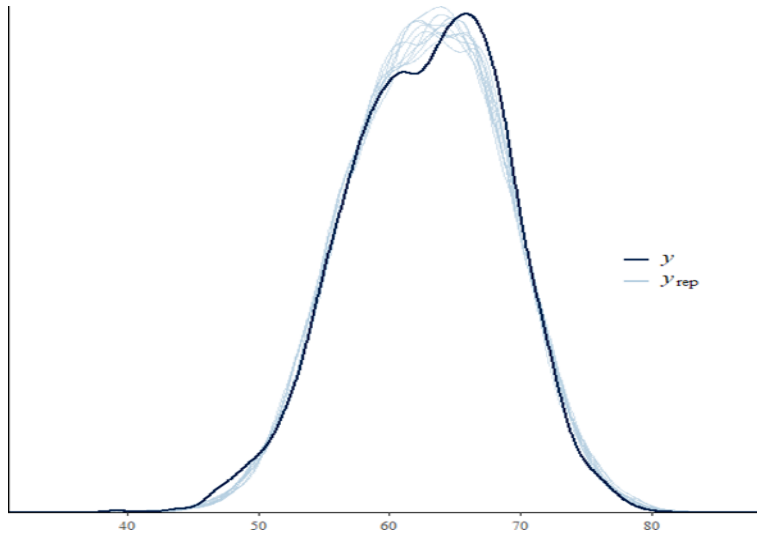
**Figure 70.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{A10}$



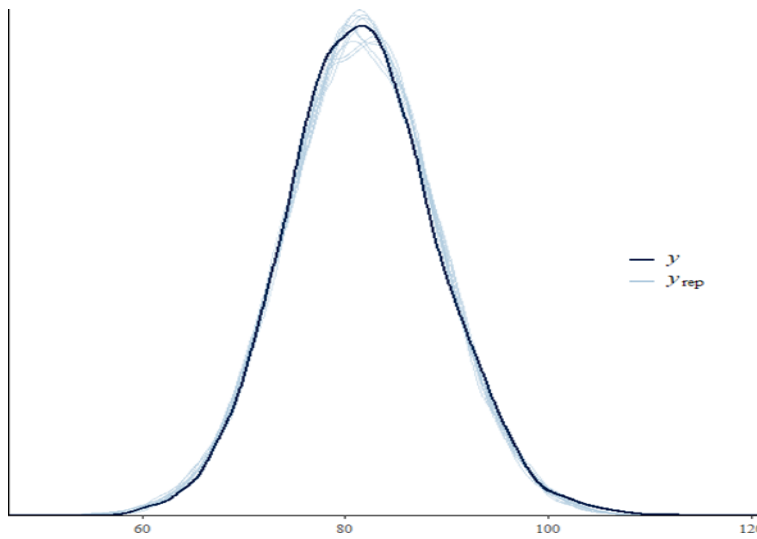
**Figure 71.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{A50}$



**Figure 72.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{A90}$



**Figure 73.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{Amin}$



**Figure 74.** Prédicatif postérieur pour le  $L_{Amax}$

## ANNEXE 2 : Matériel supplémentaire pour le chapitre 4 sur la pollution atmosphérique

### Distributions *a priori* pour les modèles bayésiens pour les trois polluants atmosphériques

Les distributions *a priori* (*priors*) utilisées dans les modèles sont peu informatives (conservatrices). Cela se justifie par le manque d'information sur les valeurs attendues. Aussi, en raison du nombre d'observations important, des distributions *a priori* fortement ne sont pas nécessaires.

**Tableau 27.** Distributions *a priori* utilisées pour les trois modèles bayésiens

Variable	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Effets linéaires			
Vitesse du vent (km/h)	normal(0, 2)	normal(0, 2)	normal(0, 2)
Humidité centrée (%)	normal(0, 2)	normal(0, 2)	normal(0, 2)
03-12-2021 (vendredi)	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
04-12-2021 (samedi)	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
07-12-2021 (mercredi)	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
09-12-2021 (jeudi)	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
10-12-2021 (vendredi)	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Participant II	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Participant III	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Autoroute et voie rapide	normal(0, 10)	normal(0, 10)	normal(0, 10)
Route primaire	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Route secondaire	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Route tertiaire	normal(0, 5)	normal(0, 5)	normal(0, 5)
Service	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)
Rue non classifiée	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)
Route non asphaltée	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)	normal(0, 2,5)
Vitesse du cycliste (km/h)	normal(0, 1)	normal(0, 1)	normal(0, 1)
Feu de circulation (n)	normal(0, 1)	normal(0, 1)	normal(0, 1)
Effets non linéaires (splines)			
Minutes écoulées depuis 8h	student_t(3, 0, 2,5)	student_t(3, 0, 2,5)	student_t(3, 0, 2,5)
Distance à la route	student_t(3, 0, 2,5)	student_t(3, 0, 2,5)	student_t(3, 0, 2,5)
Coordonnées géo. (x,y)	student_t(3, 0, 10)	student_t(3, 0, 10)	student_t(3, 0, 10)
nu	gamma(5, 0,25)	gamma(5, 0,25)	gamma(5, 0,25)