

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS
Departamento de Ciências Atmosféricas

VERONIKA SASSEN BRAND

**Exposição ao Material Particulado Inalável Fino (MP_{2,5}) e ao
Black Carbon (BC) durante o deslocamento casa-trabalho
pelos usuários de diferentes meios de transporte em São
Paulo**

São Paulo

2022

VERONIKA SASSEN BRAND

**Exposição ao Material Particulado Inalável Fino (MP_{2,5}) e ao
Black Carbon (BC) durante o deslocamento casa-trabalho
pelos usuários de diferentes meios de transporte em São
Paulo**

Versão Corrigida. O original encontra-se disponível na Unidade.

Tese apresentada ao Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Ciências Atmosféricas

Orientador(a): Profa. Dra. Maria de Fatima Andrade

São Paulo

2022

BRAND, V. S. Exposição ao Material Particulado Inalável Fino (MP_{2,5}) e ao Black Carbon (BC) durante o deslocamento casa-trabalho pelos usuários de diferentes meios de transporte em São Paulo. 2022. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Departamento de Ciências Atmosféricas, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Aprovado em 23 de novembro de 2022

Banca Examinadora

Prof. Dr. Maria de Fatima Andrade

Instituição: Universidade de São Paulo (Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dr. Mariana Abrantes Giannotti

Instituição: Universidade de São Paulo (Escola Politécnica)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dr. Adelaide Cassia Nardocci

Instituição: Universidade de São Paulo (Faculdade de Saúde Pública)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dr. Thiago Nogueira

Instituição: Universidade de São Paulo (Faculdade de Saúde Pública)

Julgamento: Aprovado

Prof. Dr. Anne Dorothée Slovic

Instituição: Universidade de São Paulo (Faculdade de Saúde Pública)

Julgamento: Aprovado

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado no âmbito do projeto ASTRID (*Accessibility, Social justice and Transport emission Impacts of transit-oriented Development*) em cooperação entre o ESRC (Reino Unido; n° ES/N011481/1), NWO (Holanda; n° 485-14-038) e a FAPESP (Brasil; n° FAPESP 2015/50128-9), e do projeto PEDALS (*Particles and Black Carbon Exposure to London and São Paulo Bike-Lane Users*) n° FAPESP 2016/18438-0. A Bolsa de doutorado foi financiada pela FAPESP através dos processos n° 2016/14501-0, e n° 2020/08505-8.

Primeiramente agradeço muitíssimo à minha orientadora, Prof^a Dr. Maria de Fátima Andrade, que é um exemplo de profissional e pessoa. Agradeço também ao Prof. Dr. Prashant Kumar pelos brilhantes ensinamentos e por me acolher em Guildford por alguns meses. Agradeço o Prof. Dr. Thiago Nogueira por toda a paciência e parceria comigo.

Agradeço aos pesquisadores do *Global Centre for Clean Air Research (GCARE)*, Arvind Tiwari, KV Abhijith, Ashish Sharma, Fawaz Audu, Ioar Rivas, Jeetendra Sahani, Sachit Mahajan, e Janaina Antonino Pinto; à Linda Cervellati da Universidade de Bologna; John P. Pritchard e Karst T. Geurs da Universidade de Twente; à Dr. Adalgiza Fornaro, Dr. Rita Yuri Ynoue, Dr. Anne Slovic, Dr. Ana Paula Mendes, Dr. Rafael Zanetti, Dr. Aline Damascena, Dr. Sergio Ibarra- Espinosa, Dr. Mario Gavidia-Calderón, Dr. Natannael Almeida, MSc. Jorge Rosas, MSc. Dayana Yordy, MSc. Luis Mendes, MSc. Rosana Astolfo, MSc. Humberto Ramos, MSc. Janne Chu, Andressa Lorena, Leonardo Kamigauti, Barbra Miguele, João Di Maio, e Ulisses Lakatos da Universidade de São Paulo pela ajuda no trabalho de campo desse projeto.

Agradeço também imensamente a compreensão, carinho e atenção dados pela minha mãe, Tania e irmã, Caroline, e aos meus amigos e colegas que fiz durante o doutorado, em especial, à Carol, Débora, Aline, Tailine, Ana Paula, Jorgito, Miriam, Noelia, Rafa e Thaysla e agradeço também à Thais que já era amiga de longa data. Agradeço muitíssimo o pessoal da True, em especial à Andressa e à Giu por segurarem a barra nessas últimas semanas caóticas de finalização de tese. Agradeço a todos aqueles que de alguma forma colaboraram para a elaboração deste trabalho, e peço desculpas caso algum nome não tenha sido mencionado, mas declaro minha sincera gratidão a todos aqueles que me auxiliaram na realização desta etapa.

RESUMO

BRAND, V. S. Exposição ao Material Particulado Inalável Fino (MP_{2,5}) e ao Black Carbon (BC) durante o deslocamento casa-trabalho pelos usuários de diferentes meios de transporte em São Paulo. 2022. 128 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Diariamente, milhares de passageiros, durante o deslocamento para o trabalho, têm exposição direta a poluentes atmosféricos por causa da sua proximidade com a principal fonte de emissão de poluentes nas áreas urbanas: os veículos. O presente estudo tem como objetivo principal avaliar a exposição da população ao material particulado inalável fino (MP_{2,5}) e ao *black carbon* (BC) em diferentes meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô) e de bicicleta em regiões distintas de São Paulo e em dois períodos do dia (manhã e noite). Para isso, medidas de concentração foram feitas com monitores portáteis de poluição do ar transportados dentro de uma mochila adaptada. As rotas dos meios motorizados foram distintas das rotas de bicicleta por questões logísticas. De maneira geral, a concentração média de MP_{2,5} e BC apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os meios de transporte motorizados. A concentração média de MP_{2,5} foi duas vezes maior no metrô do que no carro e no ônibus, e em relação ao BC, a concentração média no ônibus foi duas vezes mais elevada que no metrô e 1,4 vezes maior que de carro. Entre as rotas motorizadas amostradas não houve diferença estatisticamente significativa, o que sugere que as concentrações de partículas dependem de outros fatores além da rota e região da cidade. Já nas medições de bicicleta, a escolha da rota impactou sensivelmente a exposição dos ciclistas, dependendo principalmente do nível de trânsito, do período do dia e da proximidade com áreas verdes. As concentrações médias de MP_{2,5} e de BC foram maiores no período da manhã do que a noite nos meios motorizados e de bicicleta, e concentrações mais altas, para ambos os poluentes, foram identificadas próximo à grandes avenidas e cruzamentos de ruas bem movimentadas, principalmente próximo aos corredores de ônibus das Av. Rebouças e Av. Consolação. Os passageiros de zonas de origem em regiões com maior renda e uso dominante de carro estão expostos à menores concentrações e doses inaladas do que as zonas de origem em regiões com renda mais baixa com o uso predominante de ônibus, evidenciando a desigualdade existente na exposição durante o deslocamento casa-trabalho. Os resultados demonstraram a necessidade de políticas públicas que priorizem a implantação de ônibus com combustíveis mais limpos, melhorem o sistema de ventilação dentro dos meios de transporte coletivos, principalmente do metrô, e que invistam em planejamento de ciclovias que aproveitem os espaços verdes da cidade e distanciem o ciclista do trânsito para diminuir a exposição da população aos poluentes atmosféricos.

Palavras-chave: Exposição. Deslocamento. *Black carbon*. Material particulado fino. Meio de transporte. Passageiros.

ABSTRACT

BRAND, V. S. Exposure to Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) and Black Carbon (BC) during commuting in different modes of transport in São Paulo.. 2022. 128 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Every day, thousands of commuters are directly exposed to air pollutants because of their proximity to the main source of pollutant emissions in an urban area: vehicles. The main goal of the present study is to evaluate the exposure of commuters to fine inhalable particulate matter (PM_{2.5}) and to black carbon (BC) in different motorized modes of transport (bus, car and subway) and by bicycle in different regions of São Paulo and during two periods of the day (morning and evening peak hours). Measurements of PM_{2.5} and BC were collected with portable air pollution monitors carried inside an adapted backpack. Motorized modes of transport routes were different from bicycle routes for logistical reasons. In general, the average concentration of PM_{2.5} and BC showed statistically significant differences between the motorized modes of transport. The average concentration of PM_{2.5} was 2-fold larger in the subway compared to the car and to the bus. Regarding BC concentrations, the average concentration was 2-fold larger in the bus compared with the subway and 1.4-fold larger compared with the car. Among the sampled motorized modes of transport routes there was no statistically significant difference, which suggests that particle concentrations depend on factors other than the route and region of the city. In terms of bicycle measurements, the choice of route significantly impacted the exposure of cyclists, depending mainly on the level of traffic, period of the day, and proximity to green areas. Average concentrations of PM_{2.5} and BC were higher in the morning than in the evening in motorized and bicycle environments, and higher concentrations for both pollutants were identified near major avenues and intersections of well-traveled streets, mainly close to the bus lanes of Rebouças Av. and Consolação Av. Passengers from origin zones in regions with higher income and dominant car use are exposed to lower concentrations and inhaled doses than origin zones in regions with lower income with predominant use of buses, evidencing the existing inequality in exposure during the commute. The results showed the need for public policies that prioritize the implementation of buses with cleaner fuels, improve the ventilation system within public transport, especially the subway, and invest in planning cycle paths that take advantage of the city's green spaces and distance cyclists from traffic to reduce the population's exposure to atmospheric pollutants.

Keywords: Exposure. Commuting. Black Carbon. Fine Particulate Matter. Transport Microenvironments. Commuters.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Esquema da distribuição de tamanho do material particulado. A linha sólida é a hipótese original de WHITBY et al. (1972) com três modas. A quarta moda (a moda das partículas ultrafinas) e os dois picos observados na moda de acumulação são mostrados pela linha pontilhada representam a hipótese atualizada por FINLAYSON-PITTS & PITTS (1999).22
- Figura 2 – (a) Estimativas das emissões relativas de MP_{10} e $MP_{2,5}$ por tipo de fonte na RMSP. (b) Contribuição das categorias de veículos na emissão de material particulado em geral no estado de São Paulo em 2020.....23
- Figura 3 – Normal climatológica da Cidade de São Paulo para o período de 1991 – 2020 da Estação Mirante de Santana do INMET. As barras representam a precipitação acumulada média mensal (mm), a linha vermelha representa a temperatura máxima média mensal ($^{\circ}C$), a linha azul representa a temperatura mínima média mensal ($^{\circ}C$), e os pontos pretos representam a precipitação acumulada nos meses em que foram realizadas medições de poluição do ar deste trabalho.35
- Figura 4 – (a) Número de veículos registrados em setembro dos anos de 2016-2020 por tipo de combustível, (b) porcentagem do número de veículos registrados em setembro de 2020 por tipo de combustível (DENATRAN, 2020).36
- Figura 5 - Mapa da América do Sul com o Estado de São Paulo e o município de São Paulo destacados. O mapa também mostra as rotas de ônibus, carro e metrô nas quais as medidas de concentração de $MP_{2,5}$ e BC foram realizadas, e a renda média familiar* das zonas de residência de São Paulo.38
- Figura 6 – Mapa das rotas amostradas de bicicleta em São Paulo. As cores representam os diferentes pares de OD selecionados. A linha cheia representa as rotas principais e a linha tracejada, as rotas alternativas.39
- Figura 7 - Calendário de amostragem de medições mostrando os 30 dias em que foram feitas as medições de poluentes atmosféricos nas quatro campanhas de monitoramento de carro, ônibus, metrô e bicicleta no município de São Paulo.41
- Figura 8 – (a) Foto de um DustTrak 8530 e (b) Esquema do princípio de operação do monitor de aerossol.42
- Figura 9 – Gráficos de correlação entre os dados de $MP_{2,5}$ medidos pelo monitor DustTrak, utilizado nesse trabalho, e os dados oficiais da Estação de Monitoramento de Qualidade do Ar Ponte dos Remédios da CETESB (<https://www.cetesb.sp.gov.br>) em três campanhas de monitoramento distintas: uma em (a) dezembro de 2016, próximo da campanha de monitoramento de metrô, (b) abril de 2017, após a

campanha de ônibus e antes da de carro e (c) janeiro/fevereiro de 2018, antes da campanha de bicicleta.	43
Figura 10 – (a) Foto de um Microaeth AE51 e (b) Esquema do princípio de operação do microaetalômetro.	45
Figura 11 – População economicamente ativa do município de São Paulo, incluindo homens e mulheres, agrupado por faixa etária.	49
Figura 12 – <i>Boxplots</i> de MP _{2,5} (linha superior) e de BC (linha inferior) medida nos diferentes ambientes de transporte (ônibus, carro e metrô) agrupados em (a) região da cidade (BUT: oeste, ITA: leste, JAB: sul, TUC: norte), (b) período do dia, (c) meio de transporte. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante no interior da caixa representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	52
Figura 13 – Série temporal das medidas de MP _{2,5} (linha vermelha) e BC (linha azul) com resolução temporal de 10s feitas no (a) carro, (b) metrô e (c) ônibus correspondentes a uma viagem de ida e volta nos trajetos BUT e ITA. Note que a escala de concentração do metrô é de 0 à 200 µg m ⁻³ enquanto que a de carro e ônibus é de 0 à 100 µg m ⁻³ . O fundo vermelho, amarelo e cinza indicam o período de tempo dentro do meio de transporte correspondente, e a faixa branca indica os momentos de troca de meio de transporte ou deslocamento até o ponto de partida/fim da amostragem.	54
Figura 14 – Gráfico de correlação entre o modo principal de transporte* (%) e a Renda Média Familiar* (R\$).	55
Figura 15 – <i>Boxplot</i> das concentrações de MP _{2,5} e BC medidas nos diferentes meios de transporte por rota. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante no interior da caixa representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	56
Figura 16 – Razão entre a concentração média medida no período da manhã e da noite para MP _{2,5} e BC agrupada por meio de transporte (ônibus, carro e metrô) e por rota (BUT, ITA, JAB, TUC). A barra de erros representa o desvio padrão da razão calculada e a linha tracejada preta indica a razão =1 (concentração média em um dado meio de transporte e rota no período da manhã foi igual à média correspondente da noite).	58
Figura 17 – Gráfico de barras (a) da mediana das concentrações de MP _{2,5} e BC e (b) da mediana da razão entre BC/MP _{2,5} nos diferentes meios de transporte (ônibus, carro e metrô) e rotas (BUT, ITA, JAB, TUC). O limite inferior e superior da barra de erros representa o P25 e o P75, respectivamente, da concentração e razão calculadas.	60
Figura 18 – Localização dos tipos de faixa nas rotas amostradas em São Paulo.	64

Figura 19 – <i>Boxplots</i> de $MP_{2,5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medidos dentro do ônibus agrupados em relação ao (a) tipo de faixa de ônibus (corredor de ônibus, faixa comum e faixa exclusiva), (b) condição de ventilação do ônibus (janela aberta ou ar-condicionado). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i> . A/C: Ar-condicionado.....	65
Figura 20 – Distribuição espacial da concentração média medida de (a) $MP_{2,5}$ e (b) BC nas quatro rotas de ônibus. A média espacial foi calculada em segmentos de rua de aproximadamente 230m. Nem todos os dados amostrados tinham informação de latitude e longitude disponíveis por falha de sinal do GPS.	66
Figura 21 – Mapa de elevação do Município de São Paulo em classes de altitude de incremento de 50 m. Fonte: Valeriano & Rossetti, 2012. (https://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/). Distribuição da frequência de direção do vento da Estação Meteorológica da Água Funda em São Paulo para os meses de (a) setembro/2016, (b) fevereiro/2017, (c) julho/2017 e (d) agosto/2017.....	67
Figura 22 – Distribuição espacial da concentração média medida de (a) $MP_{2,5}$ e (b) BC nas quatro rotas amostradas de carro. A média espacial foi calculada em segmentos de rua de aproximadamente 200m. Nem todos os dados amostrados tinham informação de latitude e longitude disponíveis por falha de sinal do GPS.....	69
Figura 23 – <i>Boxplots</i> de $MP_{2,5}$ (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento de carro agrupados em: (a) tipo de faixa de ônibus que o carro estava próximo (corredor de ônibus, faixa comum e faixa exclusiva), (b) tipo de faixa de ônibus que o carro estava próximo e rota amostrada. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	70
Figura 24 – <i>Boxplots</i> de $MP_{2,5}$ (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento de carro agrupados em: (a) posição do carro em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), (b) posição do carro e rota amostrada. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	70
Figura 25 – Localização das estações e linhas de metrô que foram amostradas neste trabalho. As linhas representam as linhas de metrô (azul, vermelha e amarela) e os símbolos representam a posição das estações de metrô (subterrânea, semienterrada, superfície, semi-elevada, elevada) na cidade de São Paulo.	73

Figura 26 – *Boxplots* de $MP_{2,5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medida dentro do metrô agrupados em relação à (a) posição das estações e trechos (subterrâneos e de superfície), (b) posição e nas linhas de metrô amostradas (linhas amarela, azul e vermelha). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*..... 74

Figura 27 – *Boxplots* de $MP_{2,5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medida dentro do metrô agrupados em relação à (a) ventilação (com ar-condicionado ou com janela aberta), (b) ventilação e nas linhas de metrô amostradas (linhas amarela, azul e vermelha). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*. A/C: ar-condicionado. 75

Figura 28 – Distribuição espacial da concentração média de $MP_{2,5}$ (acima) e BC (abaixo) no metrô. Os círculos representam a concentração média no período em que o metrô estava parado na estação com as portas abertas e os traços representam a concentração média no período em que o metrô estava em movimento com as portas fechadas. Os subgráficos representam a concentração média de $MP_{2,5}$ (acima) e BC (abaixo) no metrô e a barra de erros representa o desvio padrão. 76

Figura 29 – Matriz de correlação de Pearson (r) entre os dados horários de parâmetros meteorológicos e concentrações ambientais de $MP_{2,5}$ de três estações de qualidade do ar da CETESB e as concentrações médias horárias de $MP_{2,5}$ e BC medidas nos experimentos de ônibus, carro e metrô. As correlações em negrito são significativas (p -valor $< 0,05$)..... 79

Figura 30 – (a) Tempo médio de viagem (min) e porcentagem do tempo médio total de viagem (%) por período do dia; (b) exposição média de $MP_{2,5}$ (μg) e porcentagem da exposição total de $MP_{2,5}$ (%) por período do dia; (c) exposição média de BC (μg) e porcentagem da exposição total de BC (%) por período do dia. As médias foram agrupadas em rotas, meio de transporte e período do dia. A barra de erros indica o desvio padrão da média. 83

Figura 31 – Distribuição espacial da concentração média de $MP_{2,5}$ e BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) em São Paulo nas seis rotas selecionadas. As médias espaciais foram calculadas para cada segmento de rua de aproximadamente 50 m de comprimento. As áreas circuladas indicam os *hotspots* referidos no texto. 93

Figura 32 – *Boxplots* de $MP_{2,5}$ (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento com bicicleta agrupados em: (a) posição do ciclista em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), (b) posição do ciclista e rota de bicicleta amostradas. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o

	diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	94
Figura 33 –	<i>Boxplots</i> de MP _{2,5} (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento com bicicleta agrupados em: (a) infraestrutura cicloviária (Ciclovia, Ciclofaixa, Rua e Parque Ibirapuera), (b) ciclovias e ciclofaixas específicas. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os <i>outliers</i>	94
Figura 34 –	(a) Tempo médio de viagem (min) e porcentagem do tempo médio total de viagem (%) por período do dia correspondente; (b) exposição média de MP _{2,5} por viagem (µg/viagem) e porcentagem da exposição total de MP _{2,5} (%) por período do dia; (c) exposição média de BC por viagem (µg/viagem) e porcentagem da exposição total de BC (%) por período do dia. As médias foram agrupadas em rotas e período do dia. A barra de erros indica o desvio padrão da média.....	97
Figura 35 –	Histograma de frequência dos dados de MP _{2,5} (coluna da esquerda) e BC (coluna da direita) agrupados por meio de transporte (ônibus, carro e metrô). As linhas vermelhas representam a distribuição normal dos dados. Os resultados dos testes de normalidade de Shapiro Wilk (teste SW-W) e de Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) para cada conjunto de dados estão na caixa de cada sub-gráfico.	115
Figura 36 -	Histograma de frequência dos dados de M _{p2,5} (linha superior) e BC (linha inferior) agrupados por período do dia (manhã e noite). As linhas vermelhas representam a distribuição normal dos dados. Os resultados dos testes de normalidade de Shapiro Wilk (teste SW-W) e de Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) para cada conjunto de dados estão na caixa de cada sub-gráfico.	116
Figura 37 –	Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD ANH (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.	124
Figura 38 –	Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD IBI (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.	125
Figura 39 –	Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD FLI (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.	126

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59113/13) de São Paulo para MP _{2,5} e MP ₁₀ e recomendações sobre a qualidade do ar (AQG) da Organização Mundial da Saúde (OMS) dos anos de 2005 e 2021. As colunas pintadas de cinza representam os valores atuais recomendados pela ONS e os padrões vigentes estaduais.	24
Tabela 2 - Resumo de estudos relevantes que avaliaram a exposição de MP _{2,5} e BC em diferentes meios de transporte (ônibus, carro, metrô e bicicleta) em megacidades e na América do Sul (A/C: ar-condicionado).....	27
Tabela 3 – Empregos por sub-região na Região Metropolitana de São Paulo (2017).....	37
Tabela 4 – Principais ruas e avenidas percorridas de carro, linhas de metrô e linhas de ônibus utilizadas nas quatro rotas para o experimento dos meios motorizados.	37
Tabela 5 – Locais de origem e destino das rotas amostradas, distância aproximada da rota (km) e modo de transporte principal em cada um dos bairros de origem em São Paulo.....	38
Tabela 6 – Condições de tráfego, distância (km), distância total pedalada (km), distância do ciclista para a rua e características gerais das rotas amostradas em São Paulo.....	39
Tabela 7 – Taxas de inalação para diferentes atividades para a faixa etária de 31 à 41 anos.	48
Tabela 8 – Estatísticas descritivas mostrando a disponibilidade de dados, média aritmética, desvio padrão (DP) e mediana das concentrações de poluentes por microambiente de transporte, rotas e período do dia. Viagens = número de viagens de ida; n = número de dados (média de 10 s).	51
Tabela 9 – Estatísticas descritivas mostrando a média aritmética, desvio padrão (DP) das concentrações de poluentes por microambiente de transporte e por rota.	57
Tabela 10 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre os dados horários de parâmetros meteorológicos e concentrações ambientais de MP _{2,5} de três estações de qualidade do ar da CETESB e as concentrações médias horárias de MP _{2,5} e BC medidas nos experimentos de ônibus, carro e metrô. As correlações em negrito são significativas (p-valor <0,05). N=número de dados utilizados no cálculo da correlação.	78
Tabela 11 – Estatísticas descritivas mostrando a disponibilidade de dados, média aritmética, desvio padrão (DP) e a mediana das concentrações dos poluentes MP _{2,5} e BC por rotas e período do dia. Viagens = número de viagens de ida; n = número de dados (média de 10 s).	85
Tabela 12 – Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado pelas variáveis controle de distância a corpos hídricos, distância de áreas verdes e densidade de ruas. Estimativa (Est.) e Erro padrão (SE) são referentes à concentração de BC em µg m ⁻³	87

Tabela 13 – Comparações entre as concentrações médias de <i>Black Carbon</i> (BC) medidas nas rotas alternativa (2) e a rota principal (1) no experimento de bicicleta calculadas a partir dos resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado.	88
Tabela 14 – Comparações entre as concentrações médias de <i>Black Carbon</i> (BC) medidas nos diferentes períodos do dia na mesma rota no experimento de bicicleta calculadas a partir de resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado.	88
Tabela 15 – Resumo estatístico das concentrações de MP _{2,5} e BC medidas no experimento com bicicleta agrupados pela posição do ciclista em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), e pela posição do ciclista e rota de bicicleta amostrada.	92
Tabela 16 – Resumo estatístico das concentrações de MP _{2,5} e BC medidas no experimento com bicicleta agrupados por infraestrutura cicloviária (Ciclovía, Ciclofaixa, Rua e Parque Ibirapuera), e por ciclovias e ciclofaixas específicas.	92
Tabela 17 – Média e desvio padrão (DP) do tempo de viagem (min) por rota e período do dia., comprimento da rota (km) e a velocidade média (m/s) da rota.	95
Tabela 18 – Exposição média em função do tempo e da distância percorrida ($\mu\text{g min}^{-1} \text{ km}^{-1}$) por rota e período do dia.	96
Tabela 19 – Modelo Linear Generalizado (GLM) não ajustado e ajustado pelas variáveis controle de distância a corpos hídricos, distância de áreas verdes e densidade de ruas. Estimativa (Est.) é referente à concentração de BC em $\mu\text{g m}^{-3}$	127

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/C	Ar-condicionado
ANH	Local de origem da rota com origem na estação de metrô do Anhangabaú
ASTRID	Projeto <i>Accessibility, Social justice and Transport emission Impacts of transit-oriented Development</i>
ATN	Atenuação da luz pela deposição de partículas no filtro
BC	Carbono negro (<i>Black Carbon</i>)
BCT	Distribuição Box-Cox t
BRT	Ônibus de Trânsito Rápido (<i>Bus Rapid Transit</i>)
BUT	Local de origem da rota com origem no bairro Butantã em São Paulo
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DAC	Doença arterial coronariana
DP	Desvio Padrão
Exp	Exposição
Est.	Estimativa
FLI	Local de origem da rota com origem na estação de metrô da Faria Lima
GLM	Modelo Linear Generalizado (<i>Generalized Linear Model</i>)
HEPA	Alta Eficiência na Retenção de Partículas (<i>High Efficiency Particulate Air</i>)
IBI	Local de origem da rota com origem no Parque do Ibirapuera
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITA	Local de origem da rota com origem no bairro Itaquera em São Paulo
J/A	Janelas-abertas
JAB	Local de origem da rota com origem no bairro Jabaquara em São Paulo
MI	Metas Intermediárias
MP	Material Particulado
MP ₁₀	Material Particulado Inalável, partículas com diâmetro aerodinâmico menor do que 10 µm
MP _{2,5}	Material Particulado Fino, partículas com diâmetro aerodinâmico menor do que 2,5 µm
MP _{2,5-10}	Material Particulado Grosso, partículas com diâmetro aerodinâmico maior do que 2,5 µm e menor do que 10 µm
OD	Origem-Destino
OMS	Organização Mundial da Saúde
PEDALS	Projeto <i>Particles and Black Carbon Exposure to London and São Paulo Bike-Lane Users</i>
PF	Padrão Final
PMF	Fatoração de Matriz Positiva
PROCONVE	Programa de controle de emissões veiculares

SE

Erro padrão

TUC

Local de origem da rota com origem no bairro Tucuruí em São Paulo

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	20
1.1	ESTUDOS SOBRE A EXPOSIÇÃO A POLUENTES ATMOSFÉRICOS EM DIFERENTES MEIOS DE TRANSPORTE	24
2.	ESTRUTURA E OBJETIVOS	30
2.1	PROJETOS ASTRID E PEDALS	30
2.1	OBJETIVO.....	30
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
2.3	ESTRUTURA DA TESE	31
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	34
3.1	ÁREA DE ESTUDO	34
3.2	SELEÇÃO DAS ROTAS DE ÔNIBUS, CARRO E METRÔ.....	36
3.3	SELEÇÃO DAS ROTAS DE BICICLETA	38
3.4	COLETA DE DADOS E INSTRUMENTAÇÃO	40
3.4.1	<i>DustTrak II Aerosol 8530</i>	41
3.4.2	<i>MicroAeth AE51</i>	43
3.5	ANÁLISE DE DADOS E ESTATÍSTICA	45
3.5.1	<i>Testes e análises estatísticos</i>	45
3.5.2	<i>Modelo Linear Generalizado (GLM)</i>	46
3.6	CÁLCULO DA EXPOSIÇÃO (Exp)	47
4.	EXPOSIÇÃO DOS PASSAGEIROS NO ÔNIBUS, CARRO E METRÔ.....	50
4.1	DIFERENÇAS ENTRE OS MEIOS DE TRANSPORTE.....	50
4.2	DIFERENÇAS ENTRE OS PARES DE ORIGEM DESTINO	55
4.3	DIFERENÇA ENTRE OS PERÍODOS DO DIA	57
4.4	CONTRIBUIÇÃO DE BC NO MP _{2,5}	59
4.5	FATORES DETERMINANTES NA EXPOSIÇÃO AO MP _{2,5} E BC.....	61
4.5.1	<i>Fatores determinantes no ônibus</i>	61
4.5.2	<i>Fatores determinantes no carro</i>	67
4.5.3	<i>Fatores determinantes no metrô</i>	71
4.5.4	<i>Fatores determinantes meteorológicos e de concentração ambiente</i>	77
4.6	TEMPO MÉDIO DE VIAGEM E EXPOSIÇÃO	79
5.	EXPOSIÇÃO DOS CICLISTAS.....	84
5.1	DIFERENÇAS GERAIS NAS CONCENTRAÇÕES MEDIDAS.....	84

5.2	DIFERENÇAS ENTRE AS ROTAS E OS PERÍODOS DO DIA	85
5.3	FATORES DETERMINANTES NA EXPOSIÇÃO AO MP _{2,5} E BC	89
5.4	TEMPO MÉDIO DE VIAGEM E EXPOSIÇÃO.....	95
6.	RECOMENDAÇÕES PARA REDUZIR A EXPOSIÇÃO À PARTÍCULAS	98
7.	CONCLUSÕES.....	100
8.	LIMITAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS.....	102
	REFERÊNCIAS.....	104
	APÊNDICE A – TESTES DE NORMALIDADE	114
	APÊNDICE B – TESTES NÃO PARAMÉTRICOS	118
	APÊNDICE C – MODELOS LINEARES GENERALIZADOS	124
	APÊNDICE D – LISTA DE PUBLICAÇÕES EM PERIÓDICOS DURANTE O DOUTORADO	128

1. INTRODUÇÃO

A poluição do ar é considerada um dos principais riscos ambientais para a saúde humana. A poluição, em geral, foi responsável por aproximadamente 9 milhões de mortes prematuras em todo mundo, e 6,7 milhões dessas mortes, mais de 74%, foram atribuídas especificamente à poluição do ar (FULLER *et al.*, 2022). A poluição do ar é uma mistura complexa de substâncias gasosas, líquidas semivoláteis e sólidas que acima de determinada quantidade é associada à efeitos na saúde (LANDRIGAN *et al.*, 2017). O material particulado (MP) é um conjunto de partículas que existe na forma líquida ou sólida na atmosfera sob condições normais, de tamanho microscópico, porém maior que dimensões moleculares ($>2 \cdot 10^{-4} \mu\text{m}$) e que permanece suspenso na atmosfera (SEINFELD E PANDIS, 2006). Diversos estudos epidemiológicos relacionam consistentemente a concentração de partículas com mortalidade ou morbidade por doenças cardiovasculares e respiratórias (DOMINICI *et al.*, 2006; POPE *et al.*, 2004; POPE III *et al.*, 2002), e estudos mais recentes relacionam com diabetes, partos prematuros, demência e doença de Parkinson (BANDYOPADHYAY, 2016; CHEN *et al.*, 2017; COLLABORATORS, 2022; MALLEY *et al.*, 2017).

A formação do MP pode acontecer a partir da emissão direta de partículas (aerossóis primários) ou através do processo de conversão gás-partícula (chamados de aerossóis secundários) (SEINFELD E PANDIS, 2006). Ele possui uma alta complexidade em termos de concentração, tamanho, composição química, fase (sólido ou líquido), morfologia e origem (SEINFELD E PANDIS, 2006). O MP é caracterizado normalmente pela distribuição de tamanho, que é a variação da concentração em relação ao tamanho das partículas que depende da fonte e do processo de formação, como representado no esquema da Figura 1. As partículas com diâmetro aerodinâmico entre 2,5 e 10 μm são chamadas material particulado inalável grosso (MP_{2,5-10}) e formam a moda grossa da distribuição de tamanho. Essas partículas se formam através de processos mecânicos como a ressuspensão de poeira do solo e pavimento, fragmento de pneus e freio, spray marítimo, erupções vulcânicas, fragmentos de plantas, entre outras fontes.

As partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 μm são conhecidas como material particulado inalável fino (MP_{2,5}). Ele tem grande impacto na saúde dos seres humanos, pois consegue penetrar profundamente no trato respiratório (KIM; KABIR; KABIR, 2015) devido ao seu tamanho reduzido, e é considerado um bom indicador de partículas em suspensão de origem antropogênica (WHO, 2005). O MP_{2,5} é composto por três modas na distribuição de tamanho, (i) a moda de nucleação (partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 0,01 μm , também chamadas de ultrafinas), (ii) a moda de núcleos de Aitken (partículas com diâmetro entre 0,01 e 0,1 μm) e (iii) a moda de acumulação (partículas com diâmetro entre 0,1 e 2 μm ; Figura 1).

As partículas com diâmetro menor do que $0,1\ \mu\text{m}$ são formadas por nucleação homogênea e pela condensação de vapores, já as partículas da moda de núcleos de Aitken possuem um curto período de residência na atmosfera pois são quimicamente reativas e crescem rapidamente por coagulação e passam a fazer parte da moda de acumulação (FINLAYSON-PITTS & PITTS, 1999). A moda de acumulação é formada, além das partículas da moda de núcleos de Aitken que coagularam, pela condensação de vapores em partículas já existentes. A soma do $\text{MP}_{2,5}$ e do $\text{MP}_{2,5-10}$ é chamada de material particulado inalável (MP_{10}), e é interessante pontuar aqui que é difícil o $\text{MP}_{2,5}$ crescer o suficiente a ponto de virar $\text{MP}_{2,5-10}$, pois a energia necessária para aglutinar partículas o suficiente para superar os $2,5\ \mu\text{m}$ é muito alta. O contrário também é bem incomum, o que segrega o processo de formação de partículas em fontes distintas de partículas conforme o esquema da Figura 1.

Existem também processos que removem as partículas da atmosfera, como a sedimentação, deposição seca e precipitação (deposição úmida). A sedimentação depende da massa da partícula e de sua velocidade de queda, então, em partículas muito leves, a sedimentação não é um mecanismo eficiente a curto prazo (JACOBSON, 2002). Partículas que estejam mais próximas do solo são removidas com mais eficiência pela deposição seca, que é um processo pelo qual as partículas são carregadas por difusão molecular, difusão turbulenta ou advecção para árvores, edifícios, ou alguma superfície que a partícula pouse, grude ou sofra alguma reação (JACOBSON, 2002). A deposição úmida ocorre quando a partícula coagula com uma gota de chuva e caem no chão (JACOBSON, 2002).

O *black carbon* (BC), ou em tradução livre, o “carbono negro”, é um componente do MP formado principalmente a partir da queima incompleta de combustíveis fósseis, e portanto, é considerado um ótimo traçador de emissões de combustão primária (JANSSEN *et al.*, 2011). O BC tem sido amplamente associado a efeitos deletérios à saúde humana (LADEN *et al.*, 2006; MILLER; NEWBY, 2020), e ao clima como contribuidor das mudanças climáticas (BOOTH; BELLOUIN, 2015). O BC é definido como aglomerado de átomos de carbono cobertos por uma camada de matéria orgânica na forma de hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e alguns átomos de oxigênio e nitrogênio (JACOBSON, 2002) e é uma partícula fortemente absorvedora de luz em todos os comprimentos de onda do espectro visível. Quanto maior a temperatura da chama de queima, menor é a quantidade de matéria orgânica formada e maior a de BC, o que confere uma coloração mais escura para a fuligem gerada. O BC faz parte predominantemente da moda de nucleação e da moda de acumulação na distribuição de partículas (JACOBSON, 2002).

A população, durante o deslocamento casa-trabalho, sofre exposição direta aos poluentes atmosféricos por causa da grande proximidade com que eles circulam diariamente da fonte mais significativa de $\text{MP}_{2,5}$ e BC nas áreas urbanas: a exaustão dos veículos. Portanto, ambos os poluentes atmosféricos, por serem nocivos à saúde, são críticos para avaliar a exposição dos passageiros durante o deslocamento casa-trabalho. Por exemplo, em um estudo feito na Bélgica, DONS *et al.* (2012) mostraram

que uma pessoa gasta em média 87 minutos no transporte, e esse tempo representa 21% da exposição pessoal diária ao BC. Já em Florença, os passageiros gastam em média 140 minutos do dia no trânsito e a exposição média correspondente é de aproximadamente 12% da exposição pessoal diária de $MP_{2.5}$ (FONDELLI *et al.*, 2008). Nesse sentido, o controle e a redução da emissão de partículas e outros poluentes é essencial para proteger a saúde da população.

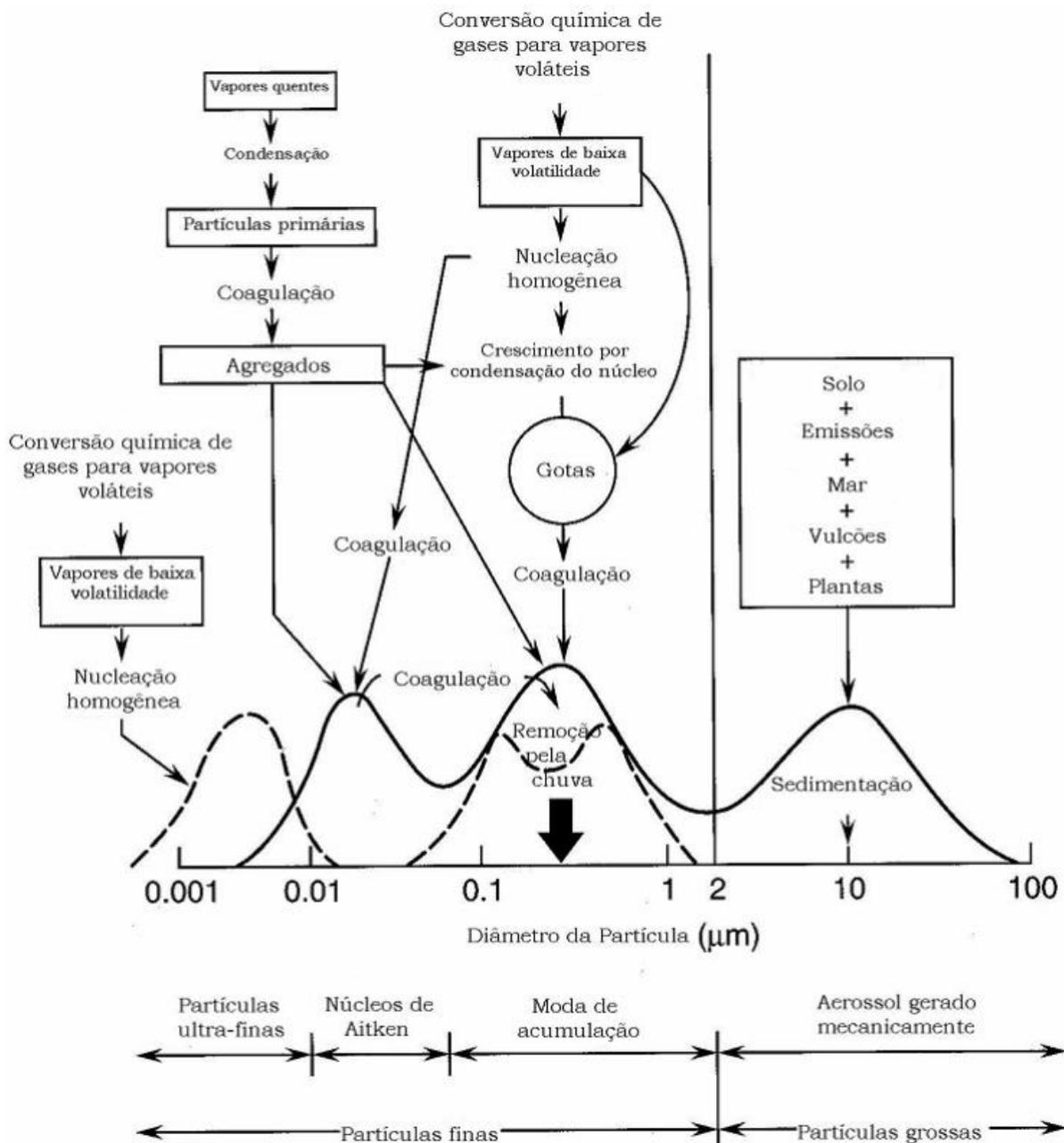


Figura 1 – Esquema da distribuição de tamanho do material particulado. A linha sólida é a hipótese original de WHITBY *et al.* (1972) com três modas. A quarta moda (a moda das partículas ultrafinas) e os dois picos observados na moda de acumulação são mostrados pela linha pontilhada representam a hipótese atualizada por FINLAYSON-PITTS & PITTS (1999).

Fonte: ALBUQUERQUE (2010) adaptado de FINLAYSON-PITTS (1999).

O Estado de São Paulo tem avançado consideravelmente nas últimas décadas no sentido de monitorar, identificar as fontes e controlar a emissão de poluentes atmosféricos através, principalmente, da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). O monitoramento da qualidade do ar no Estado foi iniciado na Região Metropolitana de São Paulo em 1972 e foi se aperfeiçoando com o tempo até chegar na rede de monitoramento atual com 61 estações automáticas fixas, duas móveis e 22 pontos de monitoramento manual (CETESB, 2022). Anualmente a CETESB publica um relatório com os dados de poluição do ar coletados durante o último ano e as principais estatísticas de diagnóstico da situação da qualidade do ar no Estado.

A Figura 2a apresenta a estimativa das emissões de diferentes poluentes por tipo de fonte na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) para o MP_{10} e $MP_{2,5}$. Observa-se que as emissões veiculares (veículos leves, pesados e motocicletas) são responsáveis por 40% das emissões de MP_{10} e 37% das emissões de $MP_{2,5}$. Outra parcela significativa das emissões de MP_{10} e $MP_{2,5}$ são os aerossóis secundários que representam 25% e 51% das emissões respectivamente, que são formados a partir da oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos majoritariamente emitidos por veículos. Já a Figura 2b mostra a contribuição das categorias de veículos na emissão de MP em geral, incluindo o MP_{10} e $MP_{2,5}$, e observa-se que a maior contribuição é da categoria de caminhões, principalmente de pesados e semipesados. Considerando que os caminhões pesados e semipesados e os ônibus rodoviários circulam em estradas e rodovias fora da área central da cidade, os ônibus urbanos e os caminhões leves são as maiores fontes emissoras de MP na cidade de São Paulo (CETESB, 2022).

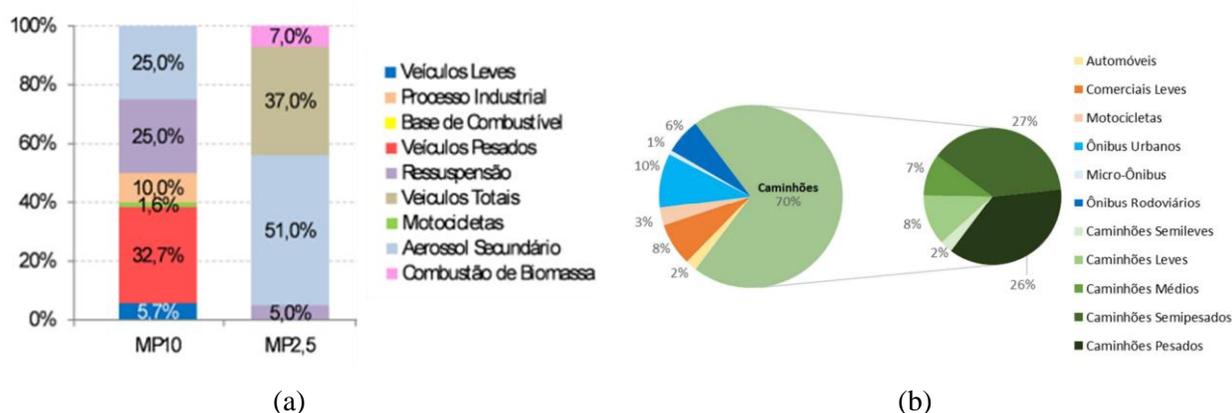


Figura 2 – (a) Estimativas das emissões relativas de MP_{10} e $MP_{2,5}$ por tipo de fonte na RMSP. (b) Contribuição das categorias de veículos na emissão de material particulado em geral no estado de São Paulo em 2020.

Fonte: Adaptado de CETESB (2021) e CETESB (2022).

A poluição do ar, causada principalmente pelas emissões descritas anteriormente, é regulamentada por Padrões de Qualidade do Ar que estabelecem limites máximos de concentração de diversos poluentes.

O estado de São Paulo foi pioneiro no estabelecimento de Padrões de Qualidade do Ar Estaduais (Decreto Estadual nº 8468/76) no Brasil, antes mesmo de um padrão nacional, que só ocorreu com a publicação da Resolução CONAMA nº 03/90). Atualmente os padrões de qualidade do ar vigentes em São Paulo foram estabelecidos pelo Decreto Estadual nº 59113/13 para os poluentes MP₁₀, MP_{2,5}, dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), ozônio (O₃), monóxido de carbono (CO), fumaça, partículas totais em suspensão e chumbo. O Padrão estadual estabeleceu padrões de qualidade do ar por meio de metas intermediárias (MI I, MI 2 e MI 3) gradativas e que tem como padrão final (PF) os valores de concentração recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2005. ANDREÃO; ALBUQUERQUE; KUMAR (2018) estimaram que a redução da concentração anual de MP_{2,5} dos níveis atuais para o valor recomendado pela OMS de 10 µg m⁻³ poderia evitar até 3400 mortes em 2017 em São Paulo, mas mesmo com evidências dos benefícios para a saúde, só em 2022 que a MI 2 entrou em vigor em São Paulo. Em 2021, a OMS, baseada em evidências científicas que foram publicadas ao longo dos últimos 15 anos, atualizou os valores de concentração recomendados, que ficaram mais reduzidos e os padrões estaduais ainda mais defasados. A Tabela 1 traz os Padrões Estaduais de Qualidade do Ar para os poluentes MP_{2,5} e MP₁₀ junto com os valores recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) nas atualizações de 2005 e 2021 (WHO, 2005; WHO, 2021).

Tabela 1 – Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59113/13) de São Paulo para MP_{2,5} e MP₁₀ e recomendações sobre a qualidade do ar (AQG) da Organização Mundial da Saúde (OMS) dos anos de 2005 e 2021. As colunas pintadas de cinza representam os valores atuais recomendados pela ONS e os padrões vigentes estaduais.

Poluente	Tempo de amostragem	Padrões Estaduais de Qualidade do Ar				OMS	
		MI 1	MI 2	MI 3	PF	AQG 2005	AQG 2021
MP _{2,5} (µg m ⁻³)	Anual	20	17	15	10	10	5
	24 h	60	50	37	25	25	15
MP ₁₀ (µg m ⁻³)	Annual	40	35	30	20	20	15
	24 h	120	100	75	50	50	45

MI 1, MI 2, MI 3: Metas intermediárias

PF: Padrão Final

1.1 Estudos sobre a exposição a poluentes atmosféricos em diferentes meios de transporte

A exposição a poluentes atmosféricos pode ser definida como sendo o contato de um receptor (os passageiros, por exemplo) com um poluente atmosférico de certa concentração durante determinado período de tempo em determinado local (OTT, 1982). Portanto, entender a relação entre a concentração, variação

temporal e o ambiente é fundamental na avaliação da exposição da população. Nesse contexto, concentrações elevadas não significam necessariamente alta exposição se apenas um curto período é gasto nesse local. Para quantificar o impacto na saúde normalmente a dose inalada é calculada e refere-se à quantidade de poluentes que são absorvidos ou depositados (no caso do MP_{2,5} e do BC), nos pulmões durante um período em uma certa taxa de inalação. Nesse sentido, diversos estudos sobre a exposição de MP_{2,5} e BC em diferentes microambientes de transporte em grandes áreas urbanas foram realizados nos últimos anos (Tabela 2). Eles mostraram que a população durante o deslocamento está exposta a diferentes concentrações de poluentes atmosféricos, dependendo do meio de transporte, rota, época do ano, condições meteorológicas e condições de ventilação.

Na América do Sul, diversos estudos de exposição já foram conduzidos (Tabela 2). Em Trujillo, Peru, HAN *et al.* (2005) realizaram medições de MP_{2,5}, monóxido de carbono e compostos orgânicos voláteis entre trabalhadores de diferentes setores - motoristas, vendedores, polícia de trânsito, atendentes de postos de gasolina e funcionários de escritórios (grupo controle). Motoristas de ônibus tiveram a maior exposição ao MP_{2,5}, enquanto os atendentes de postos de gasolina e trabalhadores de escritório tiveram menores exposições. Em Santiago, Chile, SUÁREZ *et al.* (2014) mediram MP_{2,5} e partículas ultrafinas (UFPs) em diferentes meios de transporte. Como resultado, as concentrações médias de MP_{2,5} foram maiores no metrô, seguidas de ônibus, bicicleta e carro. Em outro estudo realizado em Bogotá, Colômbia por MORALES BETANCOURT *et al.* (2017), as maiores concentrações foram encontradas nos ônibus do tipo *bus rapid transit* (BRT), seguidas de motocicleta, carro, bicicleta e caminhada. Para o BC, as maiores concentrações também foram encontradas nos BRTs e durante as viagens a pé. No Brasil, um estudo da exposição pessoal com voluntários na cidade de Londrina foi feito por MOREIRA *et al.* (2018) e eles encontraram concentrações médias de MP_{2,5} bem próximas medidas de carro (8,2 µg m⁻³) e de ônibus (8,5 µg m⁻³), e em Curitiba, CURTI (2018) encontrou concentrações médias de MP_{2,5} variando entre 18,4 – 23,7 µg m⁻³ nos horários de pico.

São Paulo, a megacidade mais populosa da América do Sul, começou a ser estudada recentemente quanto à exposição a poluentes atmosféricos pela população durante seu deslocamento. Em agosto de 2017, TARGINO *et al.* (2018a) monitorou, pela primeira vez, a concentração de BC experimentada pelos ciclistas ao longo da Av. Paulista fora do horário de pico. A concentração média de BC medida foi de 8,5 µg m⁻³. Eles também observaram que as concentrações diminuíram cerca de 1,6 vezes em alguns trechos da ciclovia que passavam bairros mais calmos. BRAND *et al.*, (2019) fizeram uma avaliação comparativa da exposição dos ciclistas ao BC em três cidades: Londres, Roterdã e São Paulo. Eles mediram a concentração de BC em seis rotas por cidade. Cada par de rotas possuía o mesmo local de origem e de destino, mas passava por caminhos diferentes, um por ruas mais movimentadas em termos de tráfego e a outra por ruas mais calmas e por áreas verdes como parques e praças. Em geral, as concentrações de BC foram maiores em São Paulo

durante o horário de pico da manhã ($8,5 \mu\text{g m}^{-3}$) e na maioria dos casos, os ciclistas que utilizam a rota mais calma foram menos expostos ao BC. Mais recentemente, KUMAR *et al.* (2021b, 2021a) fizeram a primeira comparação global da exposição à poluição do ar dentro de carros em dez cidades, incluindo São Paulo. As medições foram realizadas nos horários de pico com três configurações de ventilação diferentes, e as concentrações médias observadas de $\text{MP}_{2,5}$ no horário de pico da manhã foram de $34 \mu\text{g m}^{-3}$ com as janelas fechadas, $8 \mu\text{g m}^{-3}$, com a recirculação ligada e $39 \mu\text{g m}^{-3}$ com as janelas abertas. Posteriormente, TARGINO *et al.* (2021) mediram a concentração de BC em duas linhas em São Paulo, e encontraram concentrações médias de $11,3 \mu\text{g m}^{-3}$ e $7,9 \mu\text{g m}^{-3}$ nas linhas amarela e verde do metrô.

Nos estudos feitos em São Paulo, campanhas isoladas de apenas um meio de transporte foram realizadas (bicicleta, carro ou metrô) incluindo ou só medidas de $\text{MP}_{2,5}$ ou só BC. Um estudo integrativo que compare os meios de transporte (ônibus, carro e metrô) com uma metodologia unificada não tinha sido realizado até agora com esta tese. Para isso, foram avaliadas quatro rotas típicas de deslocamento da população de São Paulo em zonas de origem com características socioeconômicas distintas em diferentes meios de transporte motorizados e períodos do dia (horário de pico da manhã e da noite) a fim de identificar os principais fatores que determinam a exposição dos passageiros em São Paulo. Também se fez uma avaliação da exposição dos ciclistas em seis rotas distintas em São Paulo complementando as análises publicadas no estudo BRAND *et al.* (2019) com dados medidos do poluente $\text{MP}_{2,5}$ com o objetivo de compreender as variabilidades de exposição ao $\text{MP}_{2,5}$ e ao BC dos ciclistas durante os horários de pico e identificar os principais aspectos que influenciam as concentrações experimentadas pelos ciclistas, como o volume de tráfego e proximidade com áreas verdes, por exemplo.

Tabela 2 - Resumo de estudos relevantes que avaliaram a exposição de MP_{2,5} e BC em diferentes meios de transporte (ônibus, carro, metrô e bicicleta) em megacidades e na América do Sul (A/C: ar-condicionado).

Cidade, País	Referência	Equipamento MP _{2,5} /BC	Meio de transporte	Média aritmética ($\mu\text{g m}^{-3}$) (desvio padrão ou variação)	
				MP _{2,5}	BC
Los Angeles, Estados Unidos	(RODES <i>et al.</i> , 1998)	MSP 200 PM _{2,5} inlet/ <i>McGee Scientific Aethalometer</i>	Carro	(29–107)	(3–40)
Londres, Reino Unido	(ADAMS <i>et al.</i> , 2001, 2002)	Casella Vortex Ultraflow/ <i>Smokestain reflectometer</i>	Verão		
			Bicicleta	34,5(13,3–68,7)	15,4(0,9–32,1)
			Ônibus	39,0(7,9–97,4)	16,3(3,7–33,3)
			Carro	37,7(15,1–76,9)	26,1(1,4–58,6)
			Inverno		
			Bicicleta	23,5(6,8–76,2)	19,2(4,8–62,8)
			Ônibus	38,9(5,9–87,3)	24,7(1,1–79,8)
			Carro	33,7(6,6–94,4)	34,4(10,0–88,8)
	(KAUR; NIEUWENHUIJSE N; COLVILE, 2005)	Casella Vortex Ultraflow/–	Bicicleta	33,5(9,7–77,5)	–
			Ônibus	34,5(6,0–64,6)	–
			Carro	38,0(15,2–58,5)	–
			Taxi	41,5(17,9–71,8)	–
			Andando	27,5(5,3–64,4)	–
	(RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER, 2017)	GRIMM EDM 107/ <i>MicroAeth AE51</i>	Carro	7,3(2) ^{1,2}	4,4(2,5) ^{1,2}
			Ônibus	13,9(1,7) ^{1,2}	5,4(2,3) ^{1,2}
			Metrô	34,5(2,9) ^{1,2}	9,8(4,9) ^{1,2,*}
Guangzhou, China	(CHAN <i>et al.</i> , 2002b)	DustTrak TSI Model 8520/–	Ônibus	145(56)	–
			Taxi	106(28)	–
			A/C ônibus	101(61)	–
			A/C taxi	73(30)	–
			Metrô	44(11)	–
Hong Kong, China	(CHAN <i>et al.</i> , 2002a)	DustTrak TSI Model 8520/–	Ônibus	93(12)	–
			Micro-ônibus	97(38)	–
			A/C Ônibus	51(19)	–
			A/C micro-ônibus	45(14)	–
			Tram	109(31)	–
Beijing, China	(HUANG <i>et al.</i> , 2012)	Aerosol spectrometer LD-6S/–	Taxi	31,64(20,77)	–
			Ônibus	42,40(23,36)	–
			Bicicleta	49,10(26,60)	–
Cidade do Mexico, Mexico	(GOMEZ-PERALES <i>et al.</i> , 2004)	Casella Vortex Ultraflow/–	Micro-ônibus	68(12–106)	–
			Ônibus	71(23–137)	–
			Metrô	61(31–99)	–
Trujillo, Peru	(HAN <i>et al.</i> , 2005)	SKC pump, BGI KTL Cyclone/–	Ônibus	161(8,9)	–

Tabela 2 – (continuação) Resumo de estudos relevantes que avaliaram a exposição de MP_{2,5} e BC em diferentes meios de transporte (ônibus, carro, metrô e bicicleta) em megacidades e na América do Sul (A/C: ar-condicionado).

Cidade, País	Referência	Equipamento MP _{2,5} /BC	Meio de transporte	Média aritmética ($\mu\text{g m}^{-3}$) (desvio padrão ou variação)	
				MP _{2,5}	BC
Santiago, Chile	(SUÁREZ <i>et al.</i> , 2014)	DustTrak TSI Model 8532/–	Carro	46,5(20,5)	–
			Bicicleta	50,9(18,8)	–
			Metrô	62,4(18,7)	–
			Ônibus	60,4(24,9)	–
Bogotá, Colombia	(MORALES BETANCOURT <i>et al.</i> , 2017)	DustTrak TSI Model 8520 and DRX/ <i>MicroAeth AE51</i>	Inverno (Segmento 1)		
			BRT-ônibus	118,3(2,5) ^{3,2}	77,5(2,8) ^{3,2}
			Bicicleta	19,3(2,5) ^{3,2}	10,0(2,8) ^{3,2}
			Andando	17,0(2,4) ^{3,2}	10,5(3,1) ^{3,2}
			Primavera (Segmento 1)		
			Carro	131,1(1,3) ^{3,2}	–
			BRT-ônibus	216,2(1,3) ^{3,2}	74,2(3,7) ^{3,2}
			Moto	151,0(1,2) ^{3,2}	–
			Bicicleta	77,3(1,5) ^{3,2}	21,0(2,6) ^{3,2}
			Andando	67,6(1,4) ^{3,2}	24,4(3,4) ^{3,2}
São Paulo, Brasil	(TARGINO <i>et al.</i> , 2018a)	<i>MicroAeth AE51</i>	Bicicleta	–	8,5(8,4)
	(BRAND <i>et al.</i> , 2019)	<i>MicroAeth AE51</i>	Bicicleta	–	8,5(8,8)
			Tarde/Noite		4,2(6,2)
	(TARGINO <i>et al.</i> , 2021)	<i>MicroAeth AE51</i>	Metrô		
			Linha amarela	–	11,3(12,9)
			Linha Verde	–	7,9(6,1)
(KUMAR <i>et al.</i> , 2021b, 2021a)	Dylos laser particle counter	Carro (Manhã)	Janela Aberta	39(18)	–
			Janela fechada	37(18)	–
			Recirculação	8 (7)	–
Londrina, Brasil	(MOREIRA <i>et al.</i> , 2018)	MIE pDR-1500/ <i>Smokestain</i> <i>reflectometer</i>	Carro	8,2(8,1)	⁴
			Ônibus	8,5(9,4)	⁴
Curitiba, Brasil	(CURTI, 2018)	MIE pDR-1500/ <i>Smokestain</i> <i>reflectometer</i>	Ônibus (horário de pico)	18,4 – 23,7	11 – 20

¹ Média geométrica; ² Desvio padrão geométrico (sem unidade); ³ Mediana; * superestimado

⁴ Valor da média de BC não especificado.

2. ESTRUTURA E OBJETIVOS

2.1 Projetos ASTRID e PEDALS

A presente Tese foi realizada no âmbito do projeto ASTRID (*Accessibility, Social justice and Transport emission Impacts of transit-oriented Development*) e do projeto PEDALS (*Particles and Black Carbon Exposure to London and São Paulo Bike-Lane Users*). O projeto ASTRID tinha como objetivo investigar as causas implícitas na desigualdade e injustiça social que são perceptíveis na acessibilidade ao trabalho e na qualidade do ar de três regiões metropolitanas – Londres (Reino Unido), *Randstad South* (que é a região entre Haia e Roterdã na Holanda) e São Paulo (Brasil) – e pesquisou sobre o potencial do desenvolvimento orientado ao transporte em promover a justiça social. O projeto foi uma colaboração entre a Universidade de São Paulo, a Universidade de Twente e a Universidade de Surrey.

Parte do foco da Universidade de São Paulo nos projetos e desta presente tese foi a exposição da população aos poluentes atmosféricos relacionados ao trânsito e a sua relação com a justiça social. No projeto ASTRID, a exposição à poluentes atmosféricos foi avaliada em meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô), e o projeto PEDALS veio complementar o projeto ASTRID expandindo o escopo deste incluindo a exposição dos ciclistas aos poluentes atmosféricos já que o número de viagens por bicicleta vem aumentando na maioria das cidades europeias e latino-americanas, como Londres São Paulo, e é um dos principais meios de locomoção na Holanda. Parte desses resultados já foram publicados no estudo de BRAND *et al.* (2019) e serão abordados na presente tese. Outro aspecto importante dos projetos estudados pela Universidade de São Paulo na Faculdade de Saúde Pública foi a acessibilidade e justiça social (PRITCHARD *et al.*, 2021; SLOVIC *et al.*, 2019).

Em São Paulo, os projetos compartilharam o conhecimento adquirido com os tomadores de decisão de São Paulo, em especial com a Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente e com a Prefeitura de São Paulo, através de *workshops* e eventos realizados entre as partes durante a vigência dos projetos, visando a redução da exposição da população à poluentes atmosféricos durante o transporte e em estratégias políticas almejando a igualdade, justiça social e o aumento da acessibilidade e mobilidade da população em São Paulo.

2.1 Objetivo

O objetivo geral dessa Tese foi avaliar a exposição da população ao material particulado inalável fino (MP_{2,5}) e sua fração de *black carbon* em diferentes meios de transporte (ônibus, carro, metrô e bicicleta) na cidade de São Paulo durante trajetos característicos representativos de deslocamento casa-trabalho em áreas com características socioeconômicas distintas.

Nesse trabalho discutimos a hipótese de que a concentração de material particulado inalável fino e de *black carbon* é função da distância do passageiro/ciclista aos veículos, e que, a concentração dos poluentes no metrô tende a ser menor que nos carros e ônibus.

2.2 Objetivos específicos

- Quantificar a concentração de MP_{2,5} e BC nos diferentes meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô) e não motorizado (bicicleta) nos horários de pico na cidade de São Paulo;
- Investigar os fatores determinantes que afetam a variabilidade das concentrações de MP_{2,5} e BC dentro de um mesmo meio de transporte e entre meios de transporte diferentes;
- Explorar a variação espacial das concentrações de MP_{2,5} e BC em São Paulo dentro das rotas escolhidas;
- Estimar a exposição dos passageiros/ciclistas através do cálculo da exposição de MP_{2,5} e BC;
- Sugerir recomendações para os tomadores de decisão de São Paulo que possam ser transformadas em políticas públicas que protejam a população da exposição aos poluentes atmosféricos, especialmente MP_{2,5} e BC durante seu deslocamento casa-trabalho.

2.3 Estrutura da Tese

Esta tese está organizada em oito capítulos. O capítulo 1, conteúdo já exposto, contextualiza o problema central da Tese e o Capítulo 2 apresenta os objetivos. O Capítulo 3 apresenta os Materiais e Métodos utilizados. O Capítulo 4 apresenta os resultados e faz uma discussão sobre a exposição da população durante o deslocamento casa-trabalho nos meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô) e o Capítulo 5 no meio não motorizado (bicicleta). No Capítulo 6, recomendações sobre como reduzir a exposição às partículas são feitas baseadas nos resultados dessa Tese. Finalmente, a partir das principais

descobertas identificadas, são feitas as conclusões no Capítulo 7, e, no Capítulo 8, são discutidas as limitações e sugestões de trabalhos futuros.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na área central do município de São Paulo, capital do estado brasileiro de São Paulo e a principal área urbana, centro financeiro e corporativo da América do Sul. A cidade possui uma economia forte e diversificada incluindo comércio, serviços e indústrias, incluindo a alimentícia, têxtil, automobilística, entre outras). O município possui uma extensão de aproximadamente 1.521 km² e uma população de mais de 11 milhões de habitantes e densidade demográfica de 7.398,26 habitantes/km² (IBGE, 2010). São Paulo fica à uma altitude de 760 m acima do nível do mar e 56 km distante do porto de Santos e 45 km de Cubatão, uma cidade industrial com um grande complexo petroquímico.

O clima da cidade é classificado como subtropical úmido com verões chuvosos e invernos secos. A Figura 3 representa a normal climatológica mensal da precipitação acumulada e da temperatura máxima e mínima no período de 1990 – 2020 na estação Mirante de Santana em São Paulo do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A precipitação acumulada média anual é de aproximadamente 1660 mm e a temperatura média mensal varia entre 17 e 24°C (INMET, 2022). Durante o período chuvoso, principalmente de outubro a março, as condições de dispersão dos poluentes emitidos e de remoção de partículas da atmosfera são mais favoráveis por causa da formação e passagem de frentes frias alimentadas com a umidade vinda do oceano atlântico na região de São Paulo. No período seco, a região é dominada por sistemas de alta pressão que desfavorecem a precipitação nessa época.

Ainda segundo os dados do INMET (2022), em todos os meses que foram feitas medições de poluentes atmosféricos de carro, ônibus, metrô e bicicleta, a chuva acumulada do mês em questão ficou abaixo da normal climatológica, com exceção de agosto de 2017, como mostra a Figura 3. No mês de agosto as medidas foram feitas em apenas dois dias na primeira semana de agosto, e as chuvas mais volumosas de agosto só ocorreram na segunda quinzena do mês. Isso quer dizer que, como a precipitação acumulada foi abaixo do normal, o mecanismo de remoção de partículas da atmosfera por deposição úmida foi menor do que seria o normal nessa época do ano.

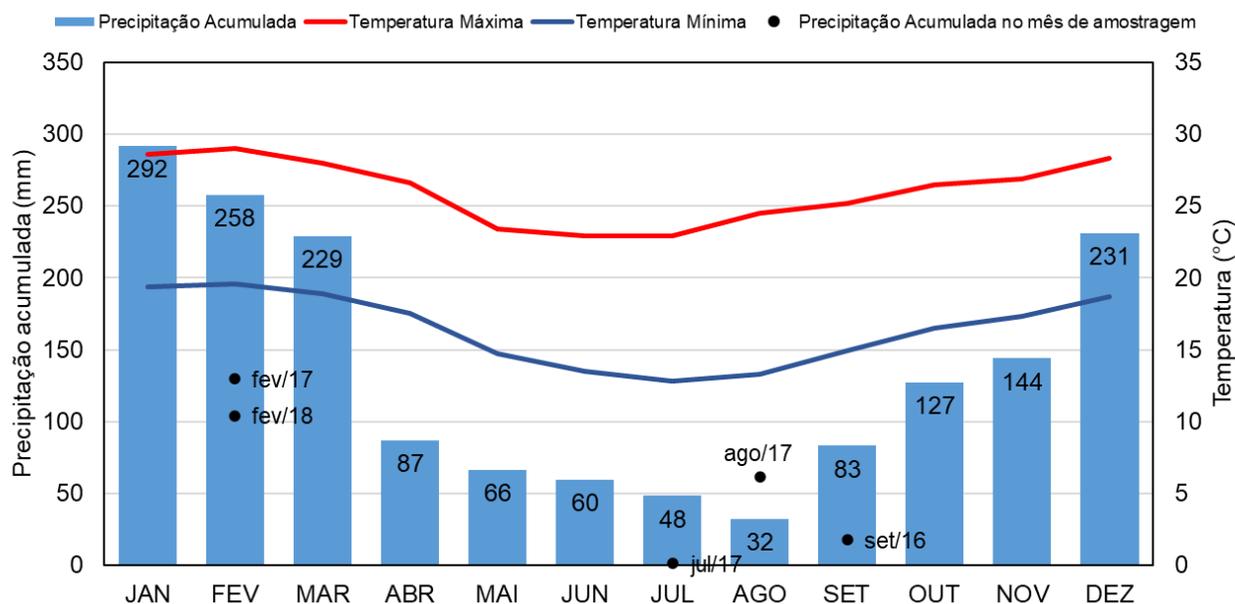


Figura 3 – Normal climatológica da Cidade de São Paulo para o período de 1991 – 2020 da Estação Mirante de Santana do INMET. As barras representam a precipitação acumulada média mensal (mm), a linha vermelha representa a temperatura máxima média mensal (°C), a linha azul representa a temperatura mínima média mensal (°C), e os pontos pretos representam a precipitação acumulada nos meses em que foram realizadas medições de poluição do ar deste trabalho.

Fonte: INMET, 2022

A mobilidade urbana no município de São Paulo é composta por um complexo sistema viário que inclui modos motorizados (metrô, trem, ônibus, transporte fretado, transporte escolar, táxi, automóveis, motocicletas, entre outros) e não motorizados (viagens a pé e de bicicleta) para a locomoção da população. A Pesquisa de Origem e Destino (OD) 2017 de São Paulo (SÃO PAULO, 2019) mostrou que mais de 36% da população utiliza o transporte coletivo como principal meio de deslocamento e 31% o transporte individual, enquanto as viagens não motorizadas correspondem à cerca de 33% do total das viagens. Das viagens motorizadas, o carro apresentou o maior volume de viagens como modo principal (40,1%), seguido do ônibus (29,4%) e do metrô (12%), e das viagens não motorizadas, 97% foram a pé e 3% de bicicleta (SÃO PAULO, 2019). As viagens de bicicleta, apesar de pouco representativas na porcentagem de viagens, cresceram 24% em relação à 2007, e o motivo da escolha da bicicleta como modo principal de deslocamento se deve principalmente à pequena distância percorrida (SÃO PAULO, 2019). Além disso, a cidade conta com mais de 500 km de ciclovias que estão se expandindo e se tornando mais populares em grande parte devido à crise econômica e sanitária do COVID-19 em todo o mundo (NIKITAS *et al.*, 2021). A Pesquisa OD também mostrou que o tempo médio de deslocamento na região metropolitana de São Paulo é de 60 minutos para o transporte coletivo, 26 minutos para o transporte individual e de 13 minutos para o transporte não-motorizado (SÃO PAULO, 2019).

A frota veicular do município de São Paulo continua crescendo, sendo que somente nos últimos quatro anos (2016 – 2020) o número total de veículos aumentou em quase 1 milhão (Figura 4). Em média, existem aproximadamente 8,2 milhões de veículos registrados em São Paulo, dos quais 70% são do tipo leve (DENATRAN, 2020). Do total de veículos, 6% são movidos exclusivamente a etanol, 5% a diesel, 46% a gasolina e 40% são flex, ou seja, movidos à álcool e à gasolina (DENATRAN, 2020). O Brasil é um dos países que tem o maior uso de biocombustíveis em larga escala do mundo (AUGUSTO *et al.*, 2020), e isso faz com que a química local da atmosfera seja diferente de outros países do mundo.

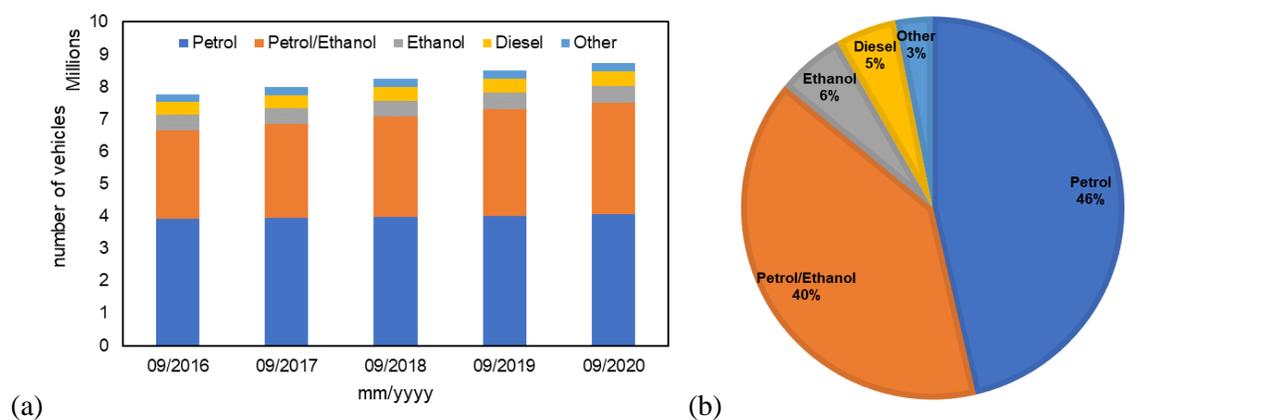


Figura 4 – (a) Número de veículos registrados em setembro dos anos de 2016-2020 por tipo de combustível, (b) porcentagem do número de veículos registrados em setembro de 2020 por tipo de combustível (DENATRAN, 2020).

Petrol = gasolina; petrol/ethanol=gasolina/etanol;ethanol=etanol;diesel=diesel;Other=outros

3.2 Seleção das rotas de ônibus, carro e metrô

Foram selecionadas rotas típicas da população de São Paulo no deslocamento casa-trabalho nas diferentes regiões de São Paulo para avaliar as concentrações de $MP_{2,5}$ e BC aos quais os passageiros estão expostos diariamente nos meios de transporte motorizados. Sabe-se que a densidade de empregos de São Paulo se concentra no centro da cidade (Tabela 3), assim, a direção preferencial dos passageiros a caminho do trabalho é das regiões periféricas para a região central (SÃO PAULO, 2019). Portanto, o centro da cidade de São Paulo foi escolhido como destino das rotas, e como origem, foram selecionadas quatro áreas residenciais com diferentes características socioeconômicas (Figura 5), formando quatro pares de OD, ou rotas. As origens escolhidas estão localizadas próximo das estações do metrô do Butantã (BUT), Itaquera (ITA), Jabaquara (JAB) e Tucuruí (TUC). A Tabela 4 mostra o nome das principais ruas/avenidas percorridas na rota de carro, as linhas de metrô e as linhas de ônibus utilizadas em cada rota.

Tabela 3 – Empregos por sub-região na Região Metropolitana de São Paulo (2017).

Sub-região* de emprego	Empregos	
	(x1.000)	%
Sudoeste	255	2,7%
Oeste	820	8,8%
Norte	171	1,8%
Nordeste	573	6,1%
Leste	457	4,9%
Sudeste	1.087	11,6%
Centro	6.004	64,1%
Total	9.367	100%

Fonte: SÃO PAULO (2019)

(*) Sub-região Sudoeste: Embu das Artes, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, Juquitiba, São Lourenço da Serra, Taboão da Serra; Sub-região Oeste: Barueri, Carapicuíba, Cotia, Itapevi, Jandira, Osasco, Pirapora do Bon Jesus, Santana de Parnaíba, Vargem Grande Paulista; Sub-região Norte: Cajamar, Caieiras, Franco da Rocha, Francisco Morato, Mairiporã; Sub-região Nordeste: Arujá, Guarulhos, Santa Isabel; Sub-região Leste: Biritiba-Mirim, Ferraz de Vasconcelos, Guararema, Itaquaquecetuba, Mogi das Cruzes, Poá, Salesópolis, Suzano; Sub-região Sudeste: Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, Diadema, Mauá, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra; Sub-região Centro: São Paulo.

Tabela 4 – Principais ruas e avenidas percorridas de carro, linhas de metrô e linhas de ônibus utilizadas nas quatro rotas para o experimento dos meios motorizados.

Origem	Rota		
	<i>Carro (principais ruas e avenidas percorridas)</i>	<i>Metrô (Linhas)</i>	<i>Ônibus (linhas)</i>
BUT	Av. Rebouças Av. Consolacao	Amarela	702U-10
ITA	Av. Radial Leste	Vermelha	4310-10
TUC	Av. Tiradentes Av. Santos Dumont/ Av. Cruzeiro do Sul Av. Gen. Ataliba Leonel Av. Luiz Dumont Villares	Azul	2011-10/175T-10
JAB	Av. Rubem Berta Av. dos Bandeirantes Av. Eng. Armando de Arruda Pereira	Azul	175T-10

Para cada origem, calculou-se a distância aproximada média que os passageiros precisam percorrer até o centro, e, de acordo com os dados relatados na Pesquisa OD (SÃO PAULO, 2019), identificou-se os meios de transporte motorizados mais utilizados em cada zona de origem (Tabela 5). Os meios de transporte motorizados principais dos passageiros foram carro, ônibus e metrô, portanto, para cada origem, monitorou-se a rota logisticamente mais viável nos meios de transporte principais até o destino (Figura 5).

Tabela 5 – Locais de origem e destino das rotas amostradas, distância aproximada da rota (km) e modo de transporte principal em cada um dos bairros de origem em São Paulo.

ID	Origem	Renda média familiar* (R\$)	Destino	Distância aproximada (km)	Modo principal de transporte** (%)				
					Carro	Ônibus	Metrô	A pé	Outros
BUT	Butantã	8,945	Centro da Cidade de São Paulo	15	45%	23%	18%	9%	5%
ITA	Itaquera	3,189		22	26%	29%	7%	24%	14%
TUC	Tucuruvi	4,400		11	45%	21%	13%	17%	4%
JAB	Jabaquara	5,217		20	32%	18%	16%	31%	3%

(*) Fonte: SÃO PAULO (2019)

(**) Porcentagem de viagens produzidas por modo principal de transporte em cada uma das zonas de origem. Fonte: SÃO PAULO (2019)

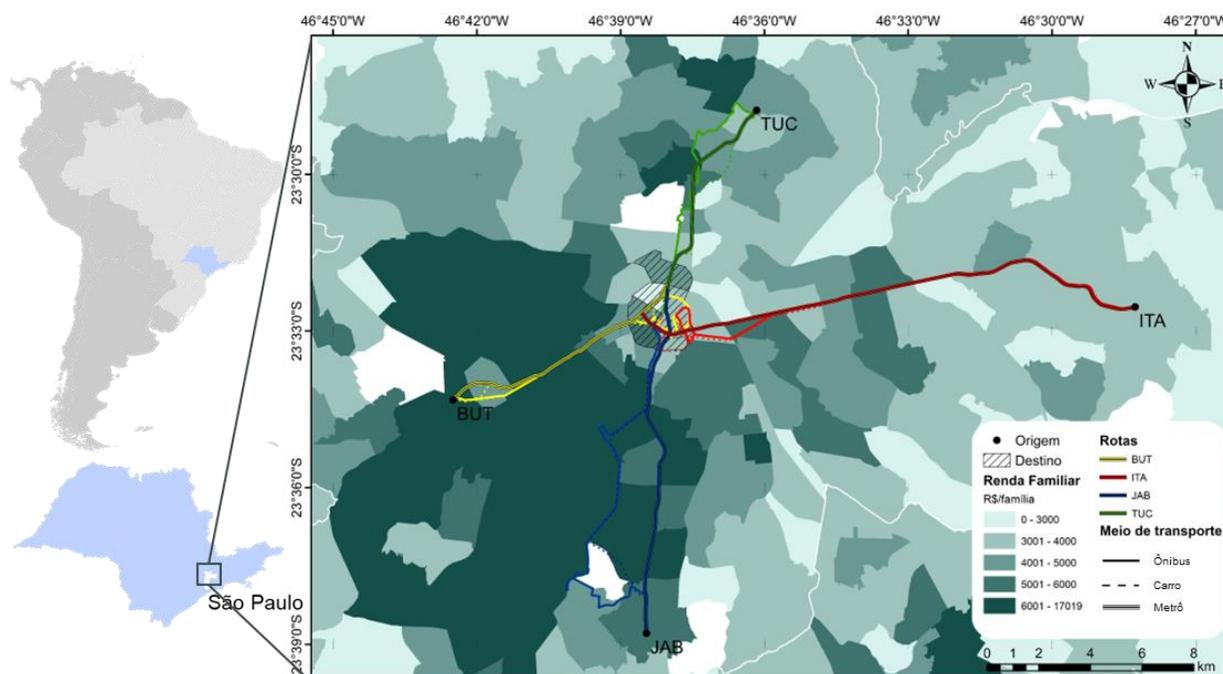


Figura 5 - Mapa da América do Sul com o Estado de São Paulo e o município de São Paulo destacados. O mapa também mostra as rotas de ônibus, carro e metrô nas quais as medidas de concentração de MP_{2,5} e BC foram realizadas, e a renda média familiar* das zonas de residência de São Paulo.

(*) SÃO PAULO (2019)

3.3 Seleção das rotas de bicicleta

Para as medidas de concentrações de MP_{2,5} e BC de bicicleta foram escolhidas outras rotas, já que era desafiador pedalar uma distância tão grande quanto a amostrada pelos meios de transporte motorizados. Assim, rotas mais representativas para a população de ciclistas da cidade foram escolhidas. As rotas de bicicleta foram definidas através da escolha de três pares de OD. Para cada par de OD foram selecionadas duas rotas. A primeira, chamada de rota principal, passando ao longo de ruas/avenidas principais e mais

movimentadas e maior adensamento de edifícios e a outra, chamada de rota alternativa, preferencialmente passando por áreas com maior cobertura vegetal (parques, praças, e ruas mais arborizadas) e/ou com trânsito de veículos menor, quando possível. As origens escolhidas foram a região do Anhangabaú (ANH), Parque Ibirapuera (IBI) e Faria Lima (FLI) e o destino foi a Avenida Paulista, local com grande disponibilidade de empregos. As rotas foram nomeadas com a sigla da origem e o número 1 ou 2 para indicar a rota principal (1) ou alternativa (2). Na Figura 6 pode-se observar as rotas de bicicleta definidas na cidade de São Paulo, e na Tabela 6, algumas características das rotas, como a distância do ciclista da rua, a distância total pedalada nas medições e o nível de tráfego das rotas.

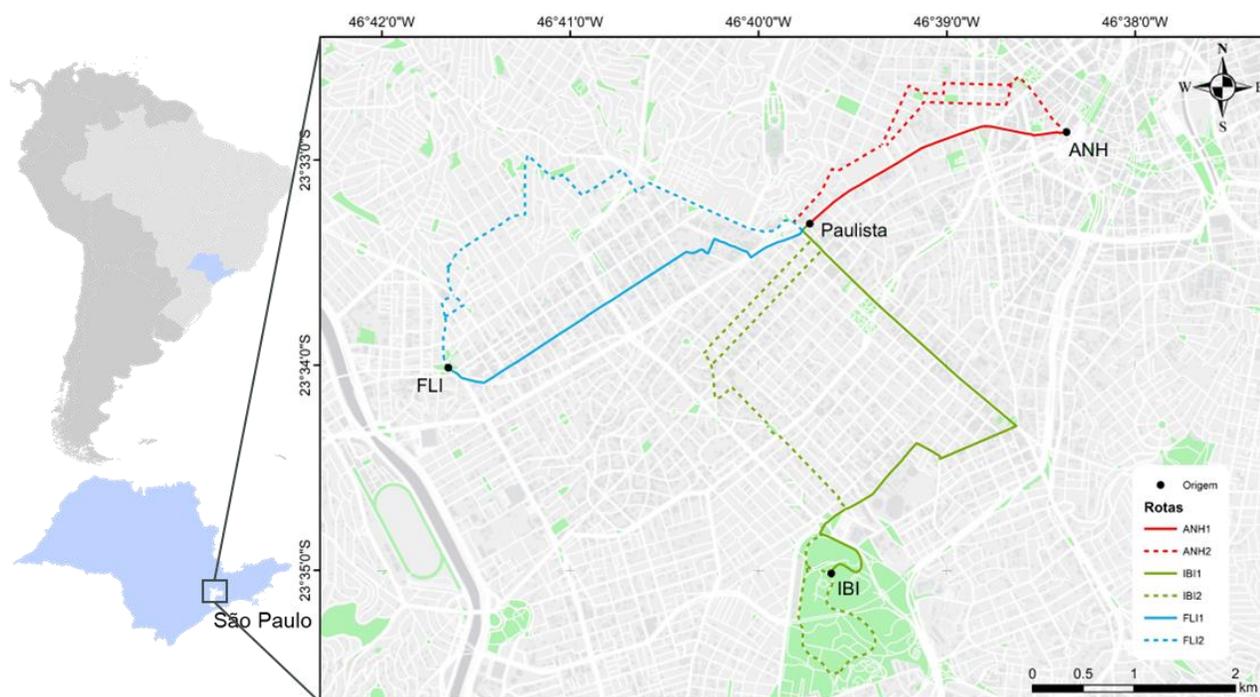


Figura 6 – Mapa das rotas amostradas de bicicleta em São Paulo. As cores representam os diferentes pares de OD selecionados. A linha cheia representa as rotas principais e a linha tracejada, as rotas alternativas.

Tabela 6 – Condições de tráfego, distância (km), distância total pedalada (km), distância do ciclista para a rua e características gerais das rotas amostradas em São Paulo.

ID	Origem	Destino	Tráfego	Distância (km)	Distância total pedalada (km)	Distância do ciclista para a rua	Característica da rota
ANH1	Anhangabaú		Alto	2,6	31,2	Ciclofaixa	Ruas principais
ANH2			Médio	3,6	43,2	Na rua	Ruas tranquilas/Praças
IBI1	Ibirapuera	Av. Paulista	Alto	5,8	69,6	Ciclovia/ciclofaixa	Ruas principais
IBI2			Baixo	6,4	76,8	Na rua/ciclofaixa	Ruas tranquilas/Parque
FLI1	Faria Lima		Médio	3,8	45,6	Ciclofaixa/rua	Ruas principais
FLI2			Baixo	5,6	67,2	Na rua	Ruas tranquilas

Fonte: Adaptado de BRAND *et al.* (2019)

3.4 Coleta de dados e instrumentação

O trabalho de campo foi realizado durante 30 dias, divididos em quatro campanhas de monitoramento de $MP_{2.5}$ e BC. A primeira ocorreu em setembro de 2016, quando se realizou as medições de metrô, a segunda em fevereiro de 2017, para as medições de metrô e ônibus, e a terceira em julho/agosto de 2017, para as medições de automóveis (Figura 7). Nas três primeiras campanhas de monitoramento, as medições de $MP_{2.5}$ e BC foram feitas em dois períodos do dia (das 7:00 às 10:30 e das 17:30 às 20:00, horário local). A quarta campanha ocorreu em fevereiro de 2018, quando se realizaram as medições de bicicleta. Nessa campanha as medições foram feitas em três períodos do dia (das 7:00 às 10:00, das 12:00 às 14:00, e das 17:00 às 19:00, horário local). Em São Paulo, a distribuição horária das viagens ao longo do dia apresenta três horários de pico, ou seja, horários em que há uma maior concentração no número de viagens. Pela manhã, entre 5h e 8h, ao meio do dia, em torno das 12h, e no fim da tarde, entre 16h e 19h (SÃO PAULO, 2019). Assim, todas as medidas feitas nesse trabalho ocorreram nos chamados horários de pico.

No total, 155 viagens de ida (origem-destino) em meios motorizados (ônibus, metrô e carro) foram monitoradas. 51% das viagens aconteceram durante o pico da manhã e 49% durante a noite. Um terço (33%) das viagens foram feitas na rota BUT, seguido de 26% na rota ITA e 21% nas rotas JAB e TUC. Em relação aos meios de transporte, 38% das viagens foram monitoradas dentro do metrô, 36% dentro do carro e 26% dentro do ônibus (Tabela 8). De bicicleta, 72 viagens de ida foram monitoradas e estas foram igualmente distribuídas entre as rotas e períodos do dia.

Medidas de concentração de $MP_{2.5}$ e BC foram feitas com monitores portáteis de poluição do ar transportados por um pesquisador dentro de uma mochila adaptada com uma estrutura de MDF e espuma para proteger e diminuir a vibração durante o movimento. A entrada de ar dos monitores foi posicionada através de um tubo na altura da respiração do pesquisador. Adicionalmente, a localização geográfica dos dois monitores foi gravada continuamente usando um aplicativo móvel de celular chamado "*my tracks*", que utiliza o GPS para determinar a latitude e longitude e gravar o percurso feito com uma resolução temporal de 5 segundos. Para cada viagem, anotou-se em um diário o horário de todos os movimentos que estavam sendo feitos, como por exemplo, o horário em que o equipamento foi iniciado, início/fim da seção de amostragem, chegada ao ponto de ônibus, entrada no carro/metrô/ônibus, entre outras informações.

As medições do carro foram feitas dentro de um Fiat Uno 1.4 2011 85 HP à gasolina com os vidros fechados e a ventilação a 50% da velocidade do ventilador e sem recirculação de ar. Durante as medições de carro, a mochila foi colocada no banco da frente do passageiro. Como não era possível controlar as

condições de ventilação durante as medições dentro do ônibus e do metrô, registrou-se as características da ventilação no diário.

As próximas seções descrevem os instrumentos de monitoramento da qualidade do ar utilizados nessa Tese.

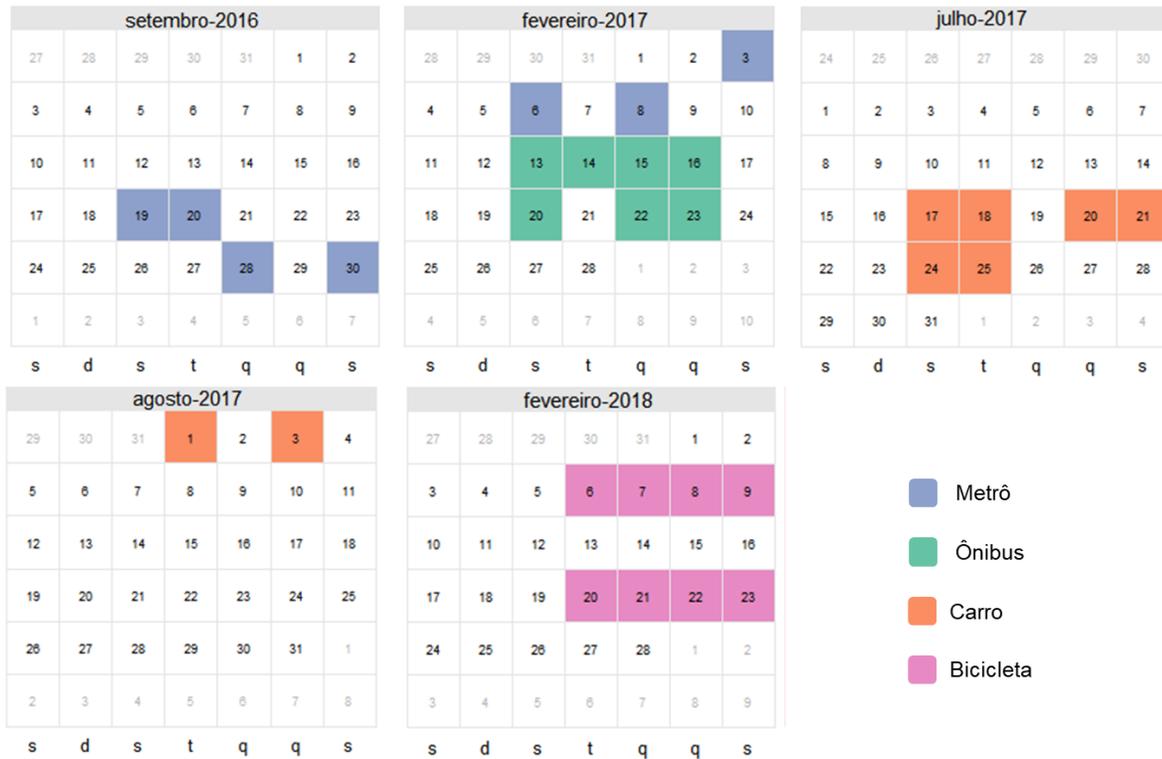


Figura 7 - Calendário de amostragem de medições mostrando os 30 dias em que foram feitas as medições de poluentes atmosféricos nas quatro campanhas de monitoramento de carro, ônibus, metrô e bicicleta no município de São Paulo.

3.4.1 DustTrak II Aerosol 8530

A concentração de $MP_{2,5}$ foi determinada com um monitor DustTrak II Aerosol Modelo 8530 (TSI, 2017), configurado para operar na vazão de $3,0 \text{ L min}^{-1}$ e uma resolução temporal de 10 segundos. O monitor é um fotômetro a laser operado por bateria, que mede e armazena dados de concentração em massa de material particulado em tempo real (TSI, 2017). O princípio de funcionamento do monitor é óptico, ou seja, o monitor converte a resposta de espalhamento da luz do laser sobre as partículas em concentração de material particulado (Figura 8). O ar passa pelo impactador com diâmetro de corte de $2,5 \mu\text{m}$ acoplado ao *inlet* do monitor para selecionar as partículas de entrada para a câmara ótica, removendo as partículas com

diâmetro maior que $2,5 \mu\text{m}$ (TSI, 2012). Em seguida as partículas entram para uma câmara óptica onde são iluminadas por uma radiação emitida por um laser. As partículas interagem com a radiação emitida espalhando-a em todas as direções e a radiação espalhada é detectada por um fotodetector (TSI, 2012). Por fim um algoritmo interno calcula a concentração de massa de MP, que é uma função do volume total de partículas e da densidade das partículas. O volume total de partículas é proporcional à intensidade da luz espalhada na câmara óptica, assumindo que as partículas são esféricas e possuem densidade de

$\rho = 2,6 \text{ g cm}^{-3}$, que é a densidade correspondente à fração respirável da partícula utilizada na calibração do monitor pelo fabricante que segue a ISO 12103-1 e sua origem é a areia do deserto do Arizona (TSI, 2012). Apesar de ser amplamente utilizado em estudos de exposição, como alguns dos apresentados na

Tabela 2, o DustTrak tem suas limitações, como por exemplo, a baixa sensibilidade para partículas ultrafinas e a subestimação da concentração de MP de partículas altamente absorvedoras.

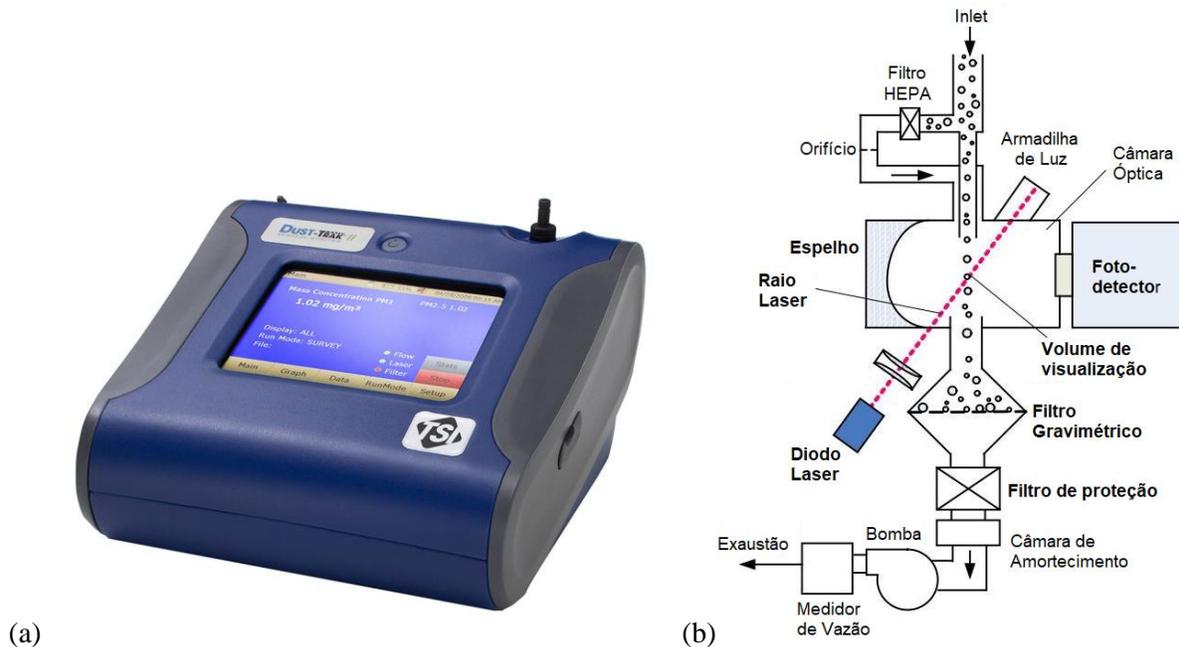


Figura 8 – (a) Foto de um DustTrak 8530 e (b) Esquema do princípio de operação do monitor de aerossol. Fonte: TSI (2017) e TSI (2012) adaptado.

Para garantir a qualidade dos dados de monitoramento de $\text{MP}_{2,5}$, o DustTrak foi calibrado com um "filtro zero" antes de cada seção de amostragem como recomendado pelo fabricante (TSI, 2017). Nesse processo, o "filtro zero" foi acoplado na entrada de ar do equipamento (*inlet*) durante 1 minuto para redefinir o nível de concentração zero do monitor. Esse procedimento é essencial para evitar problemas de aumento

repentino nas concentrações de MP que não refletem as concentrações reais conforme observado por RIVAS *et al.* (2017).

Adicionalmente realizou-se três campanhas de monitoramento na estação Ponte dos Remédios de monitoramento da qualidade do ar da Rede da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), com duração de quatro dias cada, que ocorreram logo antes ou depois das campanhas de monitoramento nos diferentes meios de transporte (Figura 9) com a finalidade de validar os dados medidos pelo monitor. A estação Ponte dos Remédios possui um monitor automático de material particulado com método de medição por atenuação da radiação beta, um método equivalente ao método referência em amostragem de material particulado (GILLIAM; HALL, 2016). Os dados foram medidos em intervalos de 10 segundos no DustTrak, e foram calculadas as médias horárias da concentração para comparar com os valores de concentração oficiais da Estação de Monitoramento. Encontramos um alta correlação entre os dados do monitor DustTrak e do monitor de referência, pois o coeficiente de correlação de Pearson (r) ficou acima de 0,73 nas três campanhas (Figura 9), garantindo a qualidade dos dados medidos.

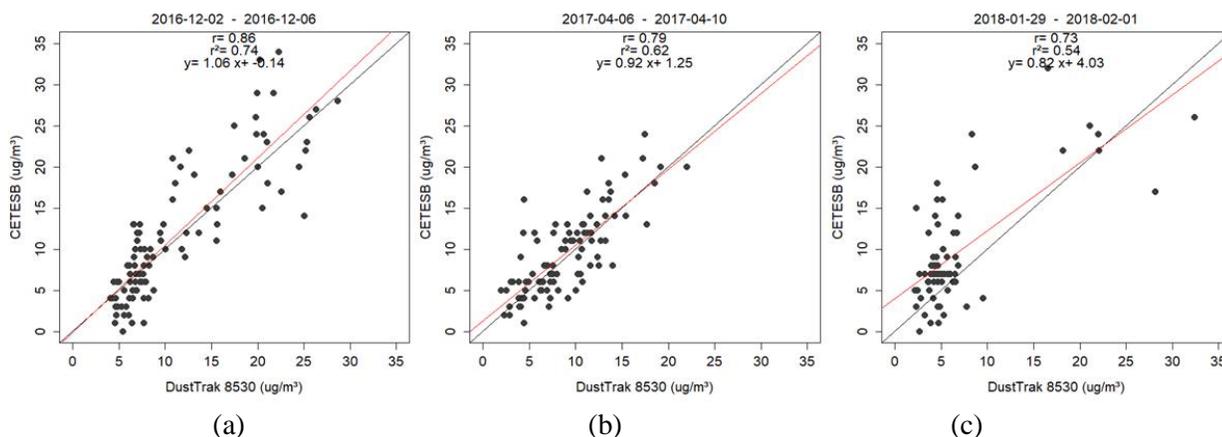


Figura 9 – Gráficos de correlação entre os dados de MP_{2,5} medidos pelo monitor DustTrak, utilizado nesse trabalho, e os dados oficiais da Estação de Monitoramento de Qualidade do Ar Ponte dos Remédios da CETESB (<https://www.cetesb.sp.gov.br>) em três campanhas de monitoramento distintas: uma em (a) dezembro de 2016, próximo da campanha de monitoramento de metrô, (b) abril de 2017, após a campanha de ônibus e antes da de carro e (c) janeiro/fevereiro de 2018, antes da campanha de bicicleta.

3.4.2 MicroAeth AE51

A concentração de BC foi determinada através de um microaetalômetro portátil modelo MicroAeth AE51 (AethLabs, 2016) com o fluxo ajustado para 100 mL min⁻¹ e a resolução temporal de 10 s. O monitor mede a atenuação da luz transmitida através de uma tira de filtro, na qual as partículas são

coletadas continuamente (Figura 10). O princípio de operação do MicroAeth é baseado na absorção de radiação eletromagnética por partículas de acordo com a Lei de Lambert-Beer. O ar entra na câmara do monitor e se deposita em uma pequena área de um filtro de Teflon com fibra de vidro. Um feixe de radiação dentro da câmara ilumina a área de amostragem e parte da radiação é absorvida (atenuada) pelas partículas depositadas no filtro e parte é transmitida até um fotodetector (Figura 10). A atenuação da radiação pelas partículas é comparada a um detector de luz de referência sobre uma porção limpa do filtro, assim qualquer variação na radiação da área amostrada é detectada. Sabendo o volume de ar amostrado, a atenuação da radiação pela área amostrada do filtro em um dado tempo e o coeficiente de absorção, a concentração de BC pode ser determinada.

A medida de atenuação da luz pela deposição de partículas no filtro (ATN) deve sempre aumentar, no entanto, quando as medidas são feitas em frequências muito altas (por exemplo, 10 segundos, como nesse trabalho), a existência de ruído instrumental óptico e eletrônico pode resultar em medições sucessivas sem alterações nos valores de ATN ou mesmo ligeira queda nos valores de ATN, o que resulta em valores muito baixos, constantes ou até negativos de concentração de BC. Para minimizar esse tipo de problema a tira do filtro do MicroAeth foi trocada diariamente (após ~4 horas de amostragem/dia), evitando assim o acúmulo excessivo de partículas no filtro, e os dados de BC foram pós processados com o algoritmo *Optimized Noise-reduction Averaging* (ONA; HAGLER *et al.*, 2011) disponibilizado pelo fabricante. O algoritmo ONA corrige esses valores errôneos na série temporal de BC sem perder a resolução temporal e preservando as tendências dinâmicas da série de dados (HAGLER *et al.*, 2011). Em seguida, foi aplicada uma correção nos intervalos de tempo em que o monitor indicou que o filtro estava sobrecarregado, ou seja, que havia partículas demais no filtro e deveria ser feita a troca do mesmo. No MicroAeth, o coeficiente de atenuação BC diminui com o aumento da carga de massa BC, assim foi feita uma correção dos dados seguindo a metodologia apresentada por KIRCHSTETTER; NOVAKOV (2007).

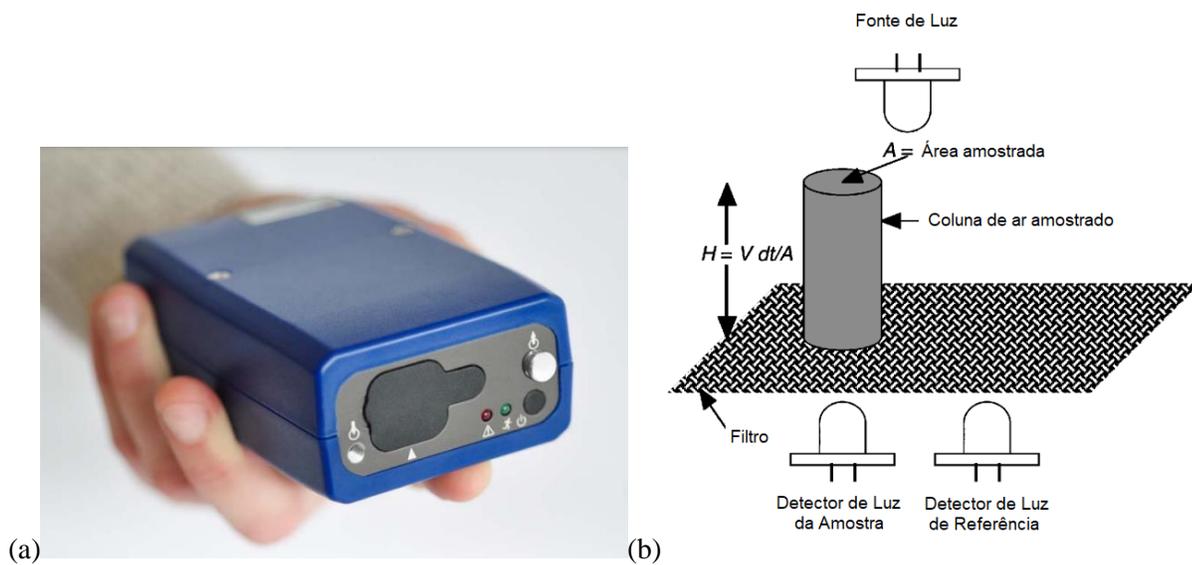


Figura 10 – (a) Foto de um Microaeth AE51 e (b) Esquema do princípio de operação do microaetalômetro.
Fonte: AETHLABS (2016) e ARNOTT et al. (2005) adaptado.

3.5 Análise de dados e estatística

Todo o processamento de dados e análises estatísticas foi realizado com os *softwares* Statistica 10, Excel, RStudio (v 3.3.1, R CORE TEAM, 2016), e os pacotes *dunn.test* (DINNO, 2017), *openair* (CARSLAW; ROPKINS, 2012) e *Gamlss* (STASINOPOULOS; RIGBY, 2007). Foram calculados a média aritmética, mediana, desvio padrão e os percentil 25 e 75 a partir dos dados de $MP_{2.5}$ e BC medidos com resolução temporal de 10s. Os mapas e as análises espaciais foram feitos com o ArcGIS (Esri Inc.) a partir da base de dados fornecida pelo município de São Paulo (GEOSAMPA, 2016) de localização geoespacial de faixas exclusivas, linhas e corredores de ônibus, estações e linhas de metrô, localização de semáforos e ciclovias.

3.5.1 Testes e análises estatísticos

Primeiramente verificou-se se os dados amostrados de $MP_{2.5}$ e BC possuíam distribuição normal afim de validar a aplicação de testes estatísticos adequados. Os testes podem ser paramétricos quando a distribuição dos dados é normal ou não paramétricos quando não são. Aplicamos então os testes de Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) e Shapiro-Wilk (teste SW-W) para testar a normalidade dos dados. Os

testes mencionados comparam a distribuição da amostra com a de um conjunto de dados normalmente distribuídos com a mesma média e desvio padrão. A hipótese nula dos testes é de que a distribuição da amostra é normal, assim, se o teste for significativo ($p < 0,05$), a distribuição não é normal. O teste K-S é sensível para valores extremos o que acaba resultando em falsos normais positivos, e para contornar essa limitação, é comum a aplicação uma correção chamada Lilliefors. O teste SW-W é melhor recomendado para testar a normalidade dos dados do que o teste K-S mesmo após a correção de Lilliefors (GHASEMI; ZAHEDIASL, 2012).

Os testes estatísticos não paramétricos aplicados nesse trabalho foram: teste de Mann-Witney, teste de Kruskal-Wallis e teste de Dunn.

Teste de Mann-Witney: teste não paramétrico que aceita ou rejeita a hipótese nula de que duas amostras possuem populações com a mesma distribuição (VIEIRA, 2004).

Teste de Kruskal-Wallis (teste KW-W): teste não paramétrico que aceita ou rejeita a hipótese nula de que as populações de três ou mais amostras possuem a mesma distribuição. Esse teste requer que as variáveis sejam medidas em uma escala numérica ou ordinal e usa o ranqueamento para representar os valores das variáveis (VIEIRA, 2004).

Teste de Dunn: O teste de Dunn é utilizado após o teste de KW-W, somente se o teste permitir rejeitar a hipótese nula, ou seja, se pelo menos duas das amostras testadas tiverem populações com distribuições distintas. Assim, ele identifica se entre os pares de amostras as populações são significativamente diferentes.

Nesse trabalho considerou-se que a hipótese nula H_0 seria rejeitada quando o p-valor $< 0,05$. Os resultados de todos os testes aplicados nos grupos de dados de $MP_{2,5}$ e BC estão no APÊNDICE A – Testes de normalidade e APÊNDICE B – Testes não paramétricos deste documento.

3.5.2 Modelo Linear Generalizado (GLM)

Nas medidas do experimento de bicicleta utilizaram-se Modelos Lineares Generalizados (GLM) para avaliar e testar a associação entre a rota, características do percurso e o período do dia com as concentrações de BC. Essa análise foi feita somente para os dados de BC por ser um poluente mais fortemente associado a fontes locais do que o $MP_{2,5}$ e somente nos experimentos de bicicleta porque o

ciclista tem mais contato com o ambiente e experiencia diretamente o efeito de um carro andando ao lado dele, por exemplo, enquanto os passageiros de ônibus, carro ou metrô experienciam indiretamente através de uma janela.

Os GLMs são modelos que buscam calcular a variável resposta (nesse caso a concentração de BC) a partir de preditores. Como a distribuição das concentrações de BC é assimétrica, a distribuição que melhor se ajustou aos dados foi a distribuição Box-Cox t (BCT). Para cada par de OD uma distribuição BCT foi ajustada (incluindo os dados da rota principal e alternativa) e dois GLMs foram utilizados, um modelo não ajustado e outro ajustado. No primeiro modelo, somente o período do dia e o tipo da rota foram considerados preditores. No segundo o ajuste foi feito pelas seguintes variáveis controle:

- (i) densidade de ruas (m): soma do comprimento das ruas dentro de um raio de busca dividida pela área do círculo (definido em SILVERMAN, 1986), como *proxy* para exposição a emissões de poluentes atmosféricos relacionadas ao tráfego;
- (ii) distância às áreas verdes (m): distância mais curta em linha reta entre a localização instantânea da medida de poluição e a área verde mais próxima, como *proxy* da presença de vegetação (parques, praças, gramados e florestas urbanas); e
- (iii) distância a corpos hídricos (m): menor distância em linha reta entre a localização instantânea da medida de poluição até o corpo hídrico mais próximo, como *proxy* da presença de espaços abertos.

Estudos anteriores associaram variáveis análogas com poluição do ar e exposição em GLMs (APPARICIO *et al.*, 2016; HOEK *et al.*, 2008; MACNAUGHTON *et al.*, 2014). As variáveis de controle foram redimensionadas em unidades de 10, ou seja, a distância foi dividida por 10 m para serem utilizadas nos GLMs. A escala original das variáveis de distância não retornou coeficientes relevantes, e ao redimensioná-la, coeficientes mais relevantes foram obtidos. Redimensionar a variável de controle não tem nenhum impacto na força da associação ou nos níveis de significância dos modelos de regressão (BABYAK, 2009). A interação entre a rota e o período do dia foi considerada, pois o teste de razão de verossimilhança generalizada (p-valor < 0,001) apresentou valores significativos para todas as rotas de OD.

Os gráficos dos GLMs ajustados e as análises dos resíduos da modelagem se encontram no APÊNDICE C – Modelos Lineares Generalizados.

3.6 Cálculo da Exposição (Exp)

A exposição (*Exp*) à partículas finas e BC foi estimada de acordo com a Eq. 1 adaptada da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 2011):

$$Exp[\mu\text{g}] = C_a \times IR \times t \quad (1)$$

onde C_a é a concentração média do poluente a ($\mu\text{g m}^{-3}$); IR é a taxa de inalação ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$); t é o tempo médio gasto em deslocamento (min).

Como não foi medida a taxa de inalação média do pesquisador de campo durante as medições por falta de equipamento disponível, e como o objetivo deste trabalho é avaliar a exposição dos passageiros em geral e não apenas de um indivíduo específico, utilizou-se os valores de taxa de inalação média recomendada no Manual de Fatores de Exposição da US EPA (2011) de exposição de curto prazo para homens e mulheres entre 31 e 41 anos como consta na Tabela 7. Para os meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô) a taxa de inalação foi definida como $0,012 \text{ m}^3 \text{min}^{-1}$ e para o transporte não motorizado (bicicleta) como $0,027 \text{ m}^3 \text{min}^{-1}$. A faixa etária de 31 a 41 anos foi escolhida por se tratar da faixa de idade com a maior população economicamente ativa no município de São Paulo como mostra a Figura 11 (IBGE, 2014).

A *Exp* total diária foi calculada a partir da soma da *Exp* do período de pico da manhã mais a da noite, simulando a exposição da população na ida e volta ao trabalho. E, para fins de discussão e comparação, também foram calculadas a exposição em função do tempo e em função da distância de acordo com as Eq. 2 e 3:

$$Exp_{tempo}[\mu\text{g min}^{-1}] = C_a \times IR \quad (2)$$

$$Exp_{distância}[\mu\text{g min}^{-1} \text{km}^{-1}] = \frac{C_a \times IR}{\Delta d} \quad (3)$$

onde Δd é a distância média da rota (km).

Tabela 7 – Taxas de inalação para diferentes atividades para a faixa etária de 31 à 41 anos.
Fonte: US EPA (2011)

Faixa etária	Atividade	Intensidade da atividade	Taxa de Inalação ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$)
31 à <41 anos	Deslocamento (ônibus, carro e 48etro)	Leve	0,012
	Pedalando (Bicicleta)	Moderada	0,027

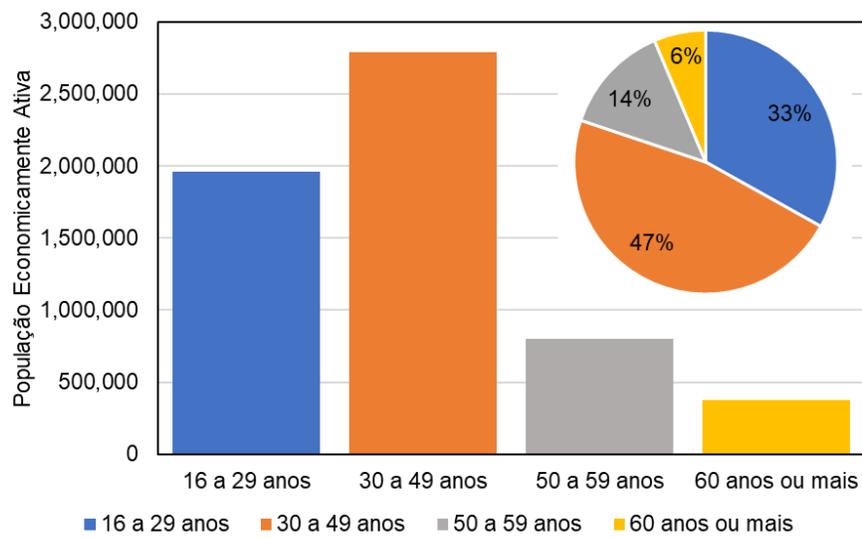


Figura 11 – População economicamente ativa do município de São Paulo, incluindo homens e mulheres, agrupado por faixa etária.
Fonte: IBGE (2014)

4. EXPOSIÇÃO DOS PASSAGEIROS NO ÔNIBUS, CARRO E METRÔ

4.1 Diferenças entre os meios de transporte

Na Tabela 8 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão (DP) e mediana da concentração de $MP_{2,5}$ e BC medidas nos experimentos deste estudo para se avaliar a exposição dos passageiros a esses poluentes na megacidade de São Paulo em três meios de transporte motorizados diferentes (ônibus, carro e metrô). Apesar das concentrações de $MP_{2,5}$ e BC medidas neste trabalho não serem normalmente distribuídas (como mostram as Tabelas do APÊNDICE A – Testes de normalidade) e, portanto, a média aritmética não ser o melhor indicador de medida de tendência central, incluiu-se essa métrica nos resultados e análises para possibilitar a comparação com outros estudos já publicados.

A concentração média de $MP_{2,5}$ foi significativamente maior no metrô ($41 \pm 43 \mu\text{g m}^{-3}$), variando de (valor mínimo e máximo medido) 4 a $367 \mu\text{g m}^{-3}$, seguidas das viagens de ônibus ($20 \pm 12 \mu\text{g m}^{-3}$), com variação entre 1 e $365 \mu\text{g m}^{-3}$, e de carro ($20 \pm 13 \mu\text{g m}^{-3}$) variando de 1 a $181 \mu\text{g m}^{-3}$. Portanto, a concentração média de $MP_{2,5}$ foi duas vezes maior no metrô do que no carro e no ônibus (Figura 12c). Em relação ao BC, os passageiros de ônibus na megacidade de São Paulo foram expostos a concentrações médias 1,4 vezes maiores ($11 \pm 10 \mu\text{g m}^{-3}$) do que aqueles que viajam de carro ($8 \pm 8 \mu\text{g m}^{-3}$) e 2 vezes maior do que os que se locomovem de metrô ($5 \pm 4 \mu\text{g m}^{-3}$; Figura 12c). O teste de Kruskal-wallis indicou que há diferença significativa entre os meios de transporte estudados para $MP_{2,5}$ e BC e o teste de Dunn indicou que os pares de meios de transporte (ônibus-carro, ônibus-metrô, carro-metrô) foram significativamente diferentes para ambos os poluentes exceto entre ônibus-carro para $MP_{2,5}$ (Tabela 8), pois a distribuição das populações dos dois grupos é muito semelhante.

Maiores concentrações de $MP_{2,5}$ dentro do metrô em comparação com outros modos de transporte na superfície também foram observadas em diversos estudos como em Londres e em Santiago (ADAMS *et al.*, 2001; RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER, 2017; SUÁREZ *et al.*, 2014b). Os resultados também mostraram pouca diferença na concentração média de $MP_{2,5}$ no ônibus e no carro com janelas fechadas. Isso acontece em parte porque no carro com janelas fechadas o ar entra preferencialmente através dos filtros de ventilação do veículo, e como já observado na literatura científica, os filtros dos carros são mais efetivos na remoção de partículas da moda grossa, ou seja, partículas maiores, do que na remoção de partículas menores (KUMAR *et al.*, 2021b). A concentração média de $MP_{2,5}$ ficou em linha com o observado por NOGUEIRA *et al.* (2020) e a de BC menor do que em um estudo que investigou a exposição dos passageiros de ônibus ao $MP_{2,5}$ e BC em quatro terminais de ônibus espalhados na RMSP e em Campinas, e encontrou

concentrações médias de MP_{2,5} (BC) variando entre 14,9 e 23,5 µg m⁻³ (5,3 e 7,6 µg m⁻³) nos dias de semana e 14,7 e 23,8 µg m⁻³ (2,0 e 7,0 µg m⁻³) nos finais de semana. A concentração média de BC observada nesse estudo ficou próxima da observada dentro de ônibus na cidade de Londrina (Paraná) de 9,6 ± 12,2 µg m⁻³ (TARGINO *et al.*, 2018b), mas superior aos medidos nos ônibus em Londres, 5,4 ± 2,3 µg m⁻³ (RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER, 2017).

Tabela 8 – Estatísticas descritivas mostrando a disponibilidade de dados, média aritmética, desvio padrão (DP) e mediana das concentrações de poluentes por microambiente de transporte, rotas e período do dia. Viagens = número de viagens de ida; n = número de dados (média de 10 s).

<i>Meio de transporte</i>	Disponibilidade de dados			MP _{2,5} (µg m ⁻³)		BC (µg m ⁻³)	
	Viagens	nMP _{2,5}	nBC	Média (DP)	Mediana	Média (DP)	Mediana
Ônibus	40	10748	12029	20 (12)	17 ^A	11 (10)	8 ^{C,D}
Carro	56	12501	12644	20 (13)	17 ^B	8 (8)	6 ^{C,E}
Metrô	59	7294	7294	41 (43)	21 ^{A,B}	5 (4)	4 ^{D,E}
Teste de Kruskal-wallis (significativo com p < 0,05)				p < 0,01		p < 0,05	
Rotas (OD)							
BUT	51	8069	8393	23 (20)	16	10 (12)	7
ITA	40	10553	11045	20 (15)	16	7 (7)	5
JAB	32	6717	7015	32 (36)	22	8 (7)	6
TUC	32	5204	5514	30 (30)	22	8 (6)	6
Teste de Kruskal-wallis (significativo com p < 0,05)				p = 0,5		p = 0,2	
Período							
Manhã	79	15213	15869	29 (31)	20 ^F	10 (10)	8 ^G
Noite	76	15330	16098	21 (17)	15 ^F	6 (6)	5 ^G
Teste de Kruskal-wallis (significativo com p < 0,05)				p < 0,01		p = 0,02	

*significativo à p<0,05

NOTA: Pares com a mesma letra sobrescrita foram significativamente diferentes com p-valor < 0,05 no teste de Dunn

Motores à diesel em veículos pesados são os maiores contribuintes para as emissões antrópicas de BC em São Paulo (KUMAR *et al.*, 2016; SÁNCHEZ-CCOYLLO *et al.*, 2009), porém, em um estudo recente, MIRANDA *et al.* (2019) encontrou fatores de emissão de BC em veículos leves em condições reais de tráfego em São Paulo mais elevados do que os reportados na literatura. Isso pode indicar uma subestimação dos reais totais de emissão de BC advindos de veículos leves. De qualquer forma é esperado que as concentrações de BC sejam maiores nos ônibus e carros do que no metrô por causa de sua proximidade com a fonte emissora. Nos ônibus, a abertura frequente de janelas e portas nos pontos de ônibus podem aumentar ainda mais as concentrações médias de BC no seu interior do que no carro.

A Figura 13 exemplifica uma série temporal das medidas de carro, ônibus e metrô. As menores concentrações de BC, e as maiores de MP_{2,5}, podem ser observadas no metrô (o fundo azul e amarelo indicam os períodos de medição dentro do metrô no trajeto da origem-destino). É nítido aqui que a

variabilidade das concentrações é bem maior no metrô e no ônibus do que no carro, fundamentando a hipótese de que a frequente abertura e fechamento de portas e a suspensão de partículas geradas pelo movimento dos passageiros entrando e saindo do meio de transporte aumenta os níveis de poluição, em especial de BC, no ônibus.

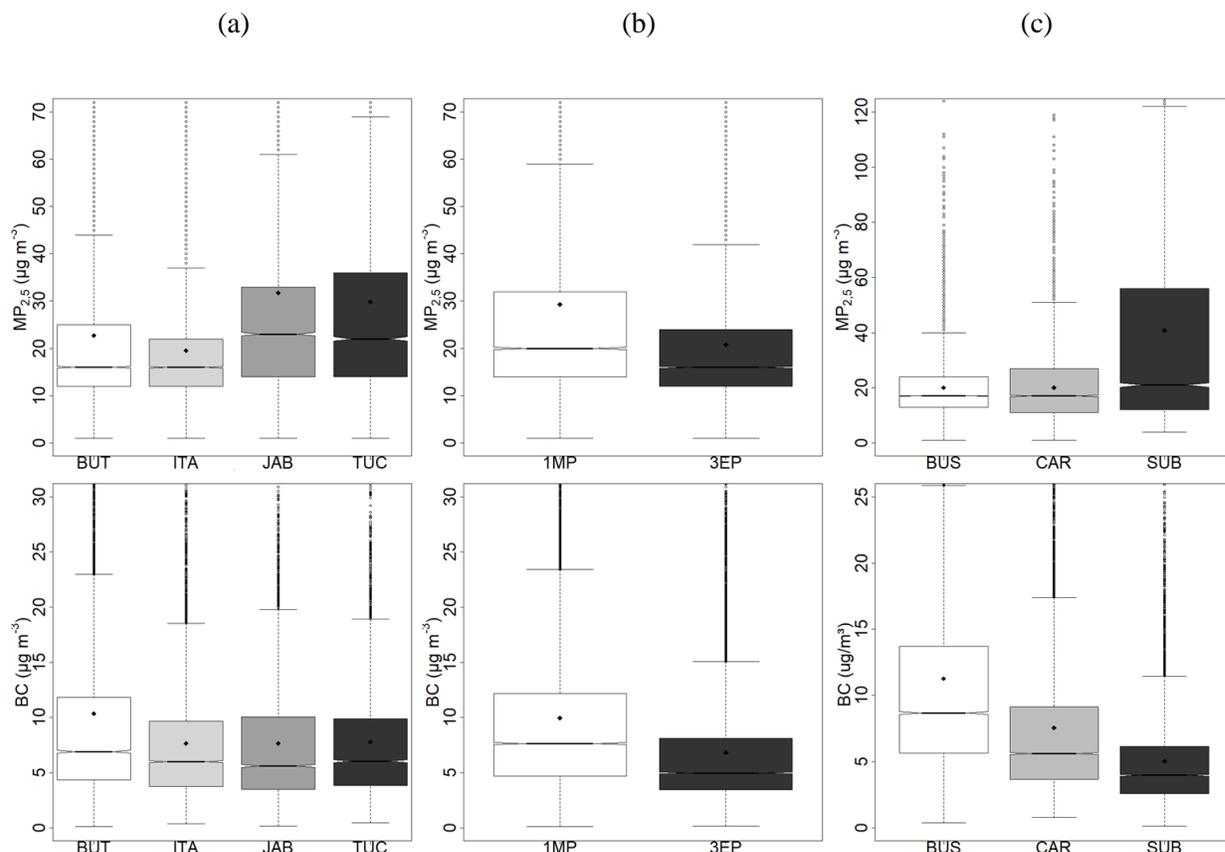


Figura 12 – Boxplots de $MP_{2,5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medida nos diferentes ambientes de transporte (ônibus, carro e metrô) agrupados em (a) região da cidade (BUT: oeste, ITA: leste, JAB: sul, TUC: norte), (b) período do dia, (c) meio de transporte. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante no interior da caixa representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam $1,5 \times$ o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*.

TARGINO *et al.* (2016) encontraram uma forte relação entre a concentração de BC e o número de veículos pesados movidos à diesel em circulação na cidade de Londrina no Paraná. No Brasil o controle as emissões veiculares, incluindo veículos pesados, é feito por meio do Programa de Controle de Emissões de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) desde 1990, seguindo as normas europeias de emissões e procedimentos de teste de certificação, mas o programa brasileiro tem uma defasagem de cerca de cinco anos em relação ao europeu. Por exemplo, na Europa a implementação da tecnologia Euro VI ocorreu a partir de 2014, e a fase L7 do PROCONVE para veículos leves, equivalente ao padrão Euro VI,

só foi implementada em 2022 no Brasil. Para veículos pesados, a fase PROCONVE P7 (equivalente ao Euro V) ficou em vigor até 2021, e a partir de 2022 entrou na fase P8 do PROCONVE (equivalente ao Euro VI).

Observou-se também uma tendência clara de aumento de porcentagem da população que utiliza o carro como modo de transporte principal com o aumento da renda média familiar (Figura 14), a partir dos dados da Pesquisa de OD por zona de origem da cidade de São Paulo (BUT=45% e ITA=26%, maior e menor renda, respectivamente; Tabela 5). O comportamento contrário foi observado para o uso dominante de ônibus (BUT=23%; ITA=29%) e para as viagens realizadas a pé (BUT=9%; ITA=24%). Para as viagens de metrô, a porcentagem da população que usa preferencialmente esse meio de transporte aumenta com o aumento da renda (BUT=18%; ITA=7%), provavelmente porque bairros próximos de estações do metrô costumam ser mais valorizados. A valorização do valor do metro quadrado produzida pela abertura de novas estações em São Paulo é de, em média, 9% (COSTA; RAMOS; ZHENG, 2021).

Os passageiros de trajetos com a origem em regiões com maior renda e uso dominante de carro, ou seja, que são responsáveis por uma maior taxa de emissão/passageiro, estariam expostos à menores concentrações e, ao contrário, origens em regiões com renda mais baixa com o uso predominante de transporte público (ônibus) estariam expostos à maiores concentrações (Tabela 8), bem como à maior distância ao destino e à maior duração da viagem. Estes resultados evidenciam a desigualdade existente na exposição durante o deslocamento casa-trabalho e fere o conceito de justiça ambiental. Justiça ambiental é quando todos, independente de gênero e classe social, desfrutarem do mesmo nível de proteção contra riscos ambientais e de saúde, e igualdade de acesso aos processos de tomada de decisão (EPA, 2022). Na revisão de GOUVEIA et al. (2022), que avaliou estudos na América Latina e no estudo de SHEKARRIZFARD et al. (2020) em Toronto no Canadá, também observou desigualdades ambientais entre as classes sociais.

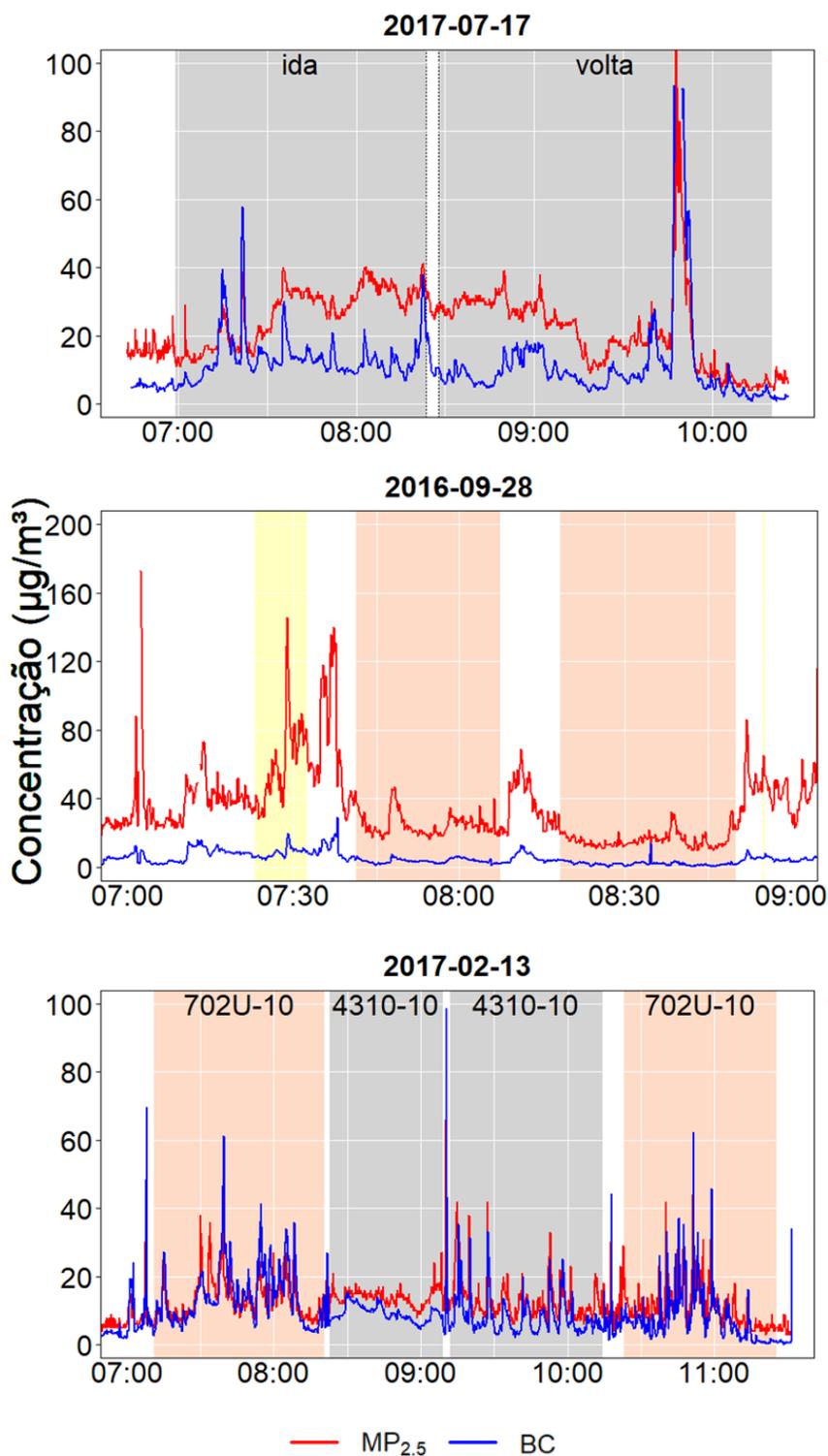


Figura 13 – Série temporal das medidas de MP_{2.5} (linha vermelha) e BC (linha azul) com resolução temporal de 10s feitas no (a) carro, (b) metrô e (c) ônibus correspondentes a uma viagem de ida e volta nos trajetos BUT e ITA. Note que a escala de concentração do metrô é de 0 à 200 µg m⁻³ enquanto que a de carro e ônibus é de 0 à 100 µg m⁻³. O fundo vermelho, amarelo e cinza indicam o período de tempo dentro do meio de transporte correspondente, e a faixa branca indica os momentos de troca de meio de transporte ou deslocamento até o ponto de partida/fim da amostragem.

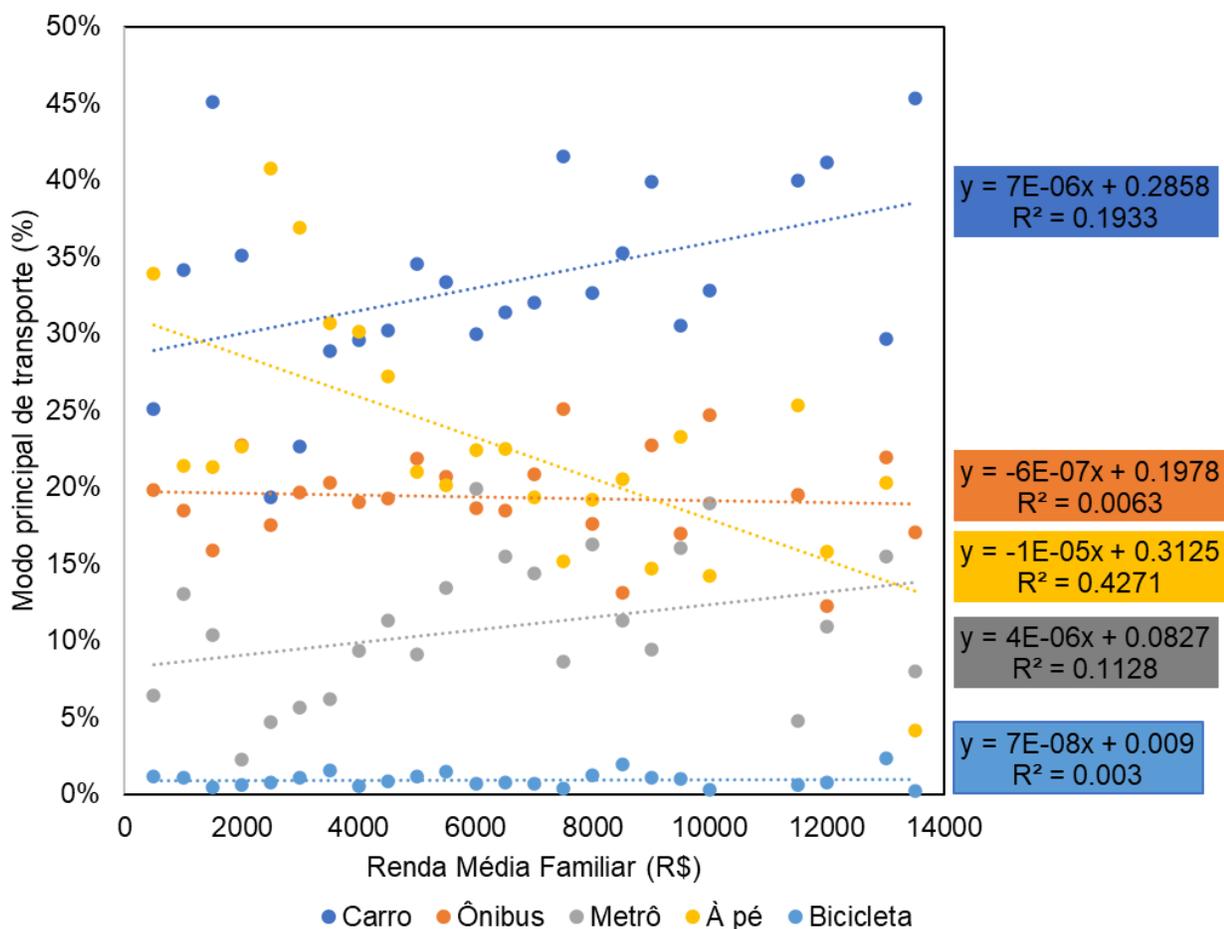


Figura 14 – Gráfico de correlação entre o modo principal de transporte* (%) e a Renda Média Familiar* (R\$).
 *Fonte dos dados: Pesquisa de OD (SÃO PAULO, 2019)

4.2 Diferenças entre os pares de Origem Destino

Considerando os dados de todos os meios de transporte (ônibus, carro e metrô), a rota correspondente à JAB, na região sul da cidade, apresentou as maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ ($32 \pm 36 \mu\text{g m}^{-3}$), enquanto a rota ITA, região leste, apresentou as menores ($20 \pm 15 \mu\text{g m}^{-3}$) conforme mostrado na Tabela 8 e na Figura 12a. Para BC, a rota ITA também apresentou a menor concentração média ($7 \pm 7 \mu\text{g m}^{-3}$), e a rota BUT, zona oeste, apresentou a maior média entre todas as rotas ($10 \pm 12 \mu\text{g m}^{-3}$). As concentrações de $MP_{2,5}$ e BC não variaram com significância estatística entre as rotas (teste de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$; Tabela 8), o que sugere que as concentrações de partículas dependem de outros fatores além da rota em diferentes regiões da cidade.

Comparando separadamente por meio de transporte (Figura 15 e Tabela 9), as rotas JAB e TUC apresentaram as maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ no ônibus e no carro ($MP_{2,5} > 24 \mu\text{g m}^{-3}$) e BUT e ITA as menores ($MP_{2,5} < 19 \mu\text{g m}^{-3}$). Para o BC, BUT apresentou as maiores médias de BC dentro do carro e ônibus ($BC > 10 \mu\text{g m}^{-3}$), e no metrô, a rota JAB teve a maior concentração média de BC ($BC = 7 \mu\text{g m}^{-3}$).

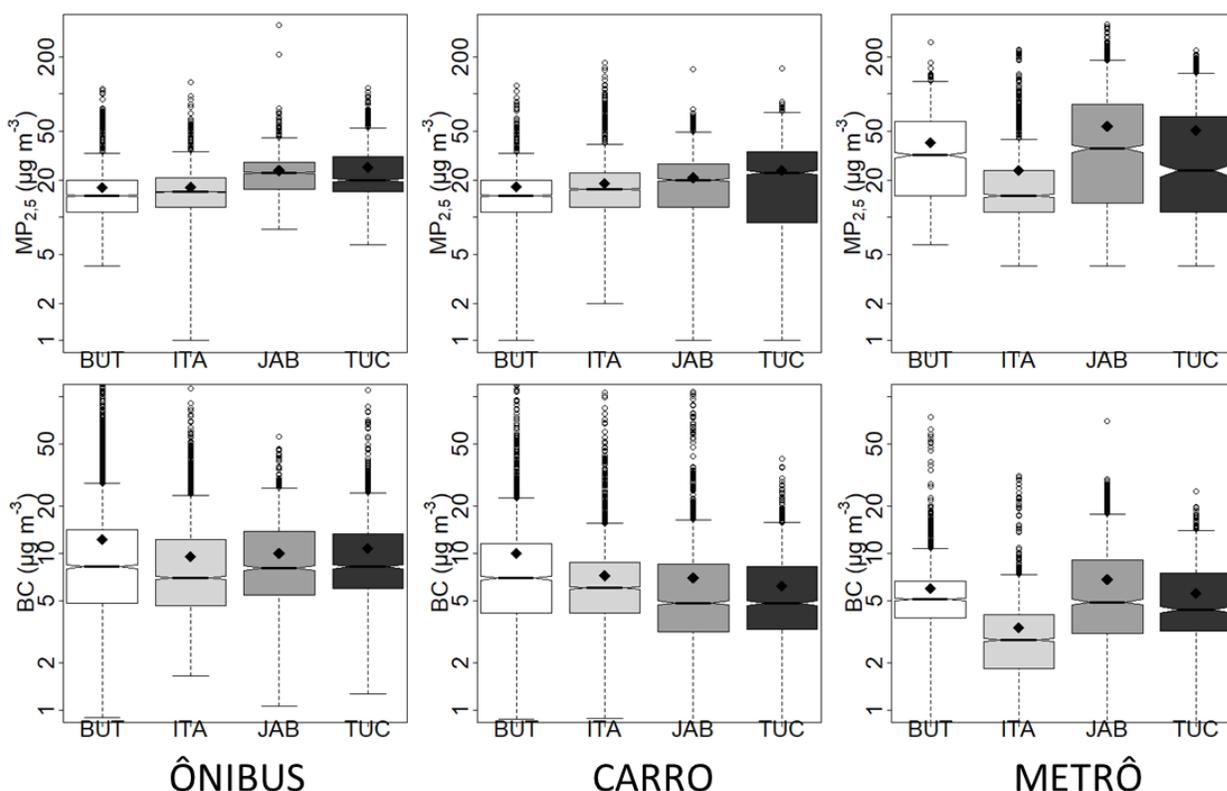


Figura 15 – Boxplot das concentrações de $MP_{2,5}$ e BC medidas nos diferentes meios de transporte por rota. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante no interior da caixa representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os outliers.

A concentração média de $MP_{2,5}$ em todas as rotas, com exceção da rota ITA, foi superior no metrô quando comparada àquela encontrada nos outros meios de transporte e apresentou maior variabilidade nas concentrações de acordo com o tamanho maior da caixa do *boxplot* nesse meio de transporte (Figura 15). Na maior parte das rotas não houve diferença significativa entre elas no mesmo meio de transporte (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$; Tabela 9). No ônibus, diferenças significativas nas concentrações $MP_{2,5}$ foram observadas apenas entre as rotas JAB-BUT e TUC-BUT, provavelmente porque a rota BUT percorre um importante e movimentado corredor de ônibus na maior parte de sua extensão, o Corredor Rebouças, enquanto nas rotas JAB e TUC os ônibus ou dividem a pista com outros veículos ou percorrem faixas exclusivas de ônibus (esse aspecto será discutido na seção 4.5.1). No metrô, apenas ITA apresentou

diferença significativa nas concentrações de BC com BUT e JAB, e nenhuma foi significativa para $MP_{2,5}$. ITA é a rota que percorre a linha vermelha do metrô em direção à zona leste da cidade e tem a maior parte dos trilhos na superfície, sugerindo que a posição dos trilhos pode ser um fator importante na exposição dos passageiros (esse assunto será discutido na seção 4.5.3).

Tabela 9 – Estatísticas descritivas mostrando a média aritmética, desvio padrão (DP) das concentrações de poluentes por microambiente de transporte e por rota.

		$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g m}^{-3}$)			BC ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
		Média (DP)	Mediana	(Min – Max)	Média (DP)	Mediana	(Min – Max)
Ônibus	BUT	17 (15)	15	(4-111)	13 (9)	9	(1-167)
	ITA	18 (16)	16	(1-124)	11 (9)	9	(0-113)
	JAB	24 (23)	23	(8-365)	10 (8)	8	(2-55)
	TUC	25 (20)	20	(6-112)	11 (8)	8	(1-109)
Teste de Kruskal-Wallis*		p=0			p=0		
Carro	BUT	18 (15)	15	(1-117)	10 (7)	7	(1-188)
	ITA	19 (17)	17	(2-181)	7 (6)	6	(1-106)
	JAB	21 (20)	20	(1-159)	7 (5)	5	(1-108)
	TUC	24 (23)	23	(1-161)	6 (5)	5	(1-40)
Teste de Kruskal-Wallis*		p=0			p=0		
Metrô	BUT	40 (32)	32	(6-264)	5 (5)	5	(0-28)
	ITA	24 (15)	15	(4-229)	3 (3)	3	(1-31)
	JAB	55 (36)	36	(4-367)	7 (5)	5	(0-70)
	TUC	51 (24)	24	(4-226)	5 (4)	4	(0-20)
Teste de Kruskal-Wallis*		p=0			p=0		

*significativo à $p < 0,05$

4.3 Diferença entre os períodos do dia

O período da manhã apresentou a maior concentração média tanto para $MP_{2,5}$ ($29 \mu\text{g m}^{-3}$) quanto para BC ($10 \mu\text{g m}^{-3}$), e o horário da noite apresentou médias menores ($MP_{2,5} = 21 \mu\text{g m}^{-3}$; BC = $6 \mu\text{g m}^{-3}$) como consta na Tabela 8. As concentrações de $MP_{2,5}$ e BC variaram com significância estatística entre os períodos do dia (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), o que significa que o horário com que os passageiros se deslocam afeta significativamente a exposição deles para ambos os poluentes.

Na Figura 16 apresenta-se a razão entre a concentração média da manhã e da noite nos diferentes meios de transporte e rotas. A análise revelou que as concentrações médias de $MP_{2,5}$ e BC foram maiores

durante a manhã do que a noite na maioria das rotas e nos três meios de transporte avaliados (razão > 1). Dentro do ônibus, a concentração média foi maior no período da manhã em todas as rotas com exceção da rota JAB para o poluente $MP_{2,5}$. No metrô, o efeito do período do dia foi mais pronunciado nas rotas JAB e TUC, onde foram observadas razões maiores que 2,0. Dentro do microambiente do carro, a relação manhã/noite ficou bem próxima de 1,0 nas rotas JAB e TUC para ambos os poluentes e maior que 1,3 nas rotas BUT e ITA (Figura 16). A menor razão observada aconteceu no metrô na rota ITA em que a concentração média de $MP_{2,5}$ durante a manhã ($16 \mu\text{g m}^{-3}$) foi a metade da observada no período da noite ($33 \mu\text{g m}^{-3}$).

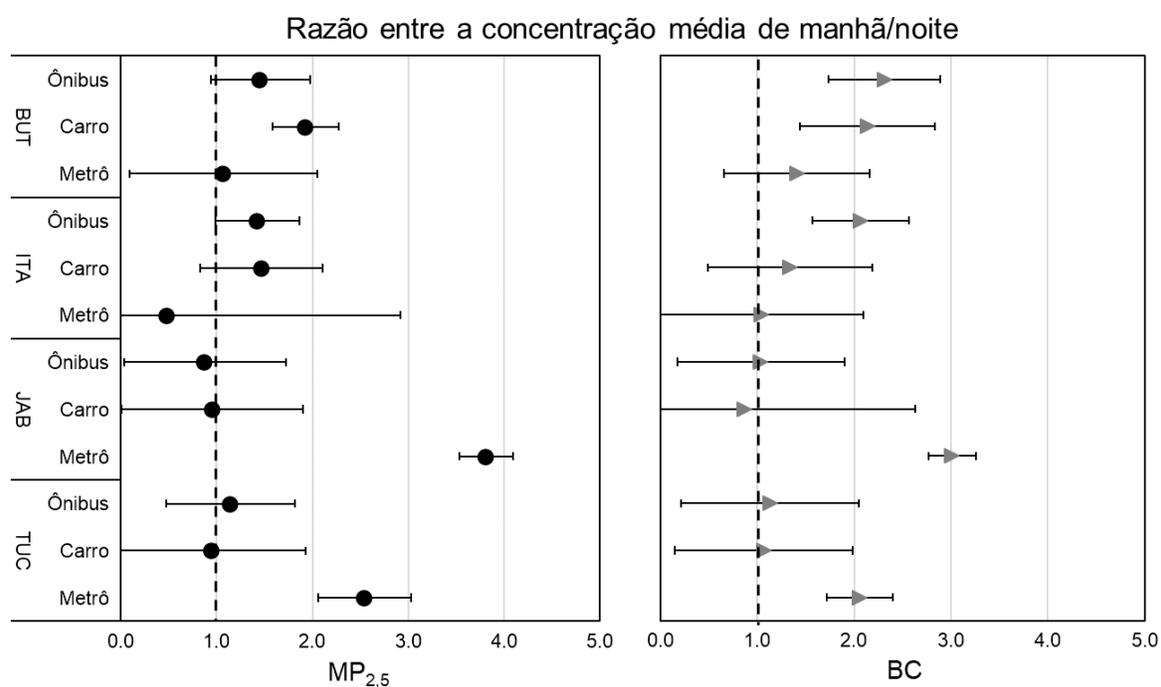


Figura 16 – Razão entre a concentração média medida no período da manhã e da noite para $MP_{2,5}$ e BC agrupada por meio de transporte (ônibus, carro e metrô) e por rota (BUT, ITA, JAB, TUC). A barra de erros representa o desvio padrão da razão calculada e a linha tracejada preta indica a razão =1 (concentração média em um dado meio de transporte e rota no período da manhã foi igual à média correspondente da noite).

Em concordância com os resultados aqui apresentados, no estudo realizado em Londres por RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER (2017), foram observadas concentrações de $MP_{2,5}$ (BC) 26% (21%) maiores no período da manhã do que no da noite dentro de ônibus, carros e do metrô. Outro estudo que investigou a exposição de passageiros de carro em 10 cidades espalhadas pelo mundo (KUMAR *et al.*, 2021b) mostrou a mesma tendência de concentrações médias mais altas de $MP_{2,5}$ durante a manhã do que à noite na maioria das cidades estudadas. Em contrapartida, em um estudo realizado em uma típica cidade britânica chamada Guildford, observou-se que as concentrações de $MP_{2,5}$ foram maiores no ônibus durante

à noite do que de manhã (KUMAR *et al.*, 2018), ao contrário da tendência apresentada pelos ônibus neste estudo em São Paulo (manhã>noite). Isso pode ser atribuído ao fato de que no Reino Unido há mais umidade no ar pela manhã, em parte por causa da ocorrência de temperaturas mais amenas, e com o passar do dia, a umidade condensa no pavimento e remove do ar partículas nesse processo. Mas, no mesmo estudo, eles também observaram concentrações médias maiores de manhã do que a noite no carro, sugerindo que as propriedades físicas do ambiente do carro são mais controladas e independentes das condições do ambiente externo.

4.4 Contribuição de BC no MP_{2,5}

A Figura 17 mostra a mediana da contribuição de BC em relação à concentração de MP_{2,5} em valor absoluto e em porcentagem. A mediana da razão de BC/MP_{2,5} observada variou de 16 a 62%, dependendo da rota e do meio de transporte, e é comparável com os valores observados em outros estudos. Em Dhaka (Bangladesh), por exemplo, BEGUM *et al.* (2012) encontraram razões entre 17 e 43% em uma estação fixa no centro da cidade próxima de avenidas com fluxo de veículos intenso. Já em Londrina no Paraná, TARGINO *et al.* (2016) encontraram razões de BC/MP_{2,5} entre 36 e 77% nas medições feitas nas ruas do centro da cidade durante medições móveis de bicicleta, e observaram maiores razões nos locais onde o fluxo de veículos pesados era maior que 100 veículos por hora.

Em São Paulo, observou-se consistentemente razões maiores de BC no ônibus, variando de 41% (JAB) à 62% (BUT). Já as menores frações de BC foram observadas dentro do metrô, com variação de 15% (JAB) até 20% (TUC). Maiores razões de BC em relação à concentração de MP_{2,5} podem ocorrer principalmente por causa da proximidade do passageiro ao escapamento dos veículos e por que o DustTrak, o monitor utilizado nesse experimento, tende a subestimar as medições de poluentes advindos da queima de combustíveis fósseis e queima de biomassa porque a dispersão da luz por partículas de BC não é eficiente já que se trata de uma partícula absorvedora (TARGINO *et al.*, 2016). Além disso, o BC é predominantemente encontrado na fração fina do material particulado, mas uma pequena parte da massa (entre 8 e 15%) pode ser encontrada no MP₁₀ como foi observado por NOGUEIRA *et al.* (2020) em terminais urbanos de ônibus na RMSP, fazendo com que a razão entre BC/MP_{2,5} aumente já que parte do BC não está contabilizado na massa de MP_{2,5} medida pelo monitor DustTrak.

Dentre as rotas, BUT e ITA apresentaram as maiores frações de BC no ônibus (BUT = 62% e ITA = 58%) e no carro (BUT = 48% e ITA = 37%), e, como a concentração de BC é um indicador de fontes de combustão, incluindo principalmente a queima de diesel, isso sugere uma maior influência de veículos

pesados na concentração de partículas nas rotas amostradas que ligam as regiões leste e oeste ao centro da cidade. Já entre os meios de transporte, a menor porcentagem de BC na concentração de massa de $MP_{2,5}$ ocorreu no metrô, indicando que a queima de combustíveis fósseis não foi o fator predominante que contribuiu para o total de $MP_{2,5}$ medido. Outra observação interessante na Figura 17a é que os trechos das linhas de metrô das rotas BUT (Linha Amarela) e JAB (Linha Azul) são inteiramente subterrâneas (Figura 5) e a mediana da concentração de $MP_{2,5}$ foi maior nessas duas rotas do que quando comparadas as rotas ITA e TUC que possuem predominantemente estações de superfície e/ou elevadas em seu trajeto.

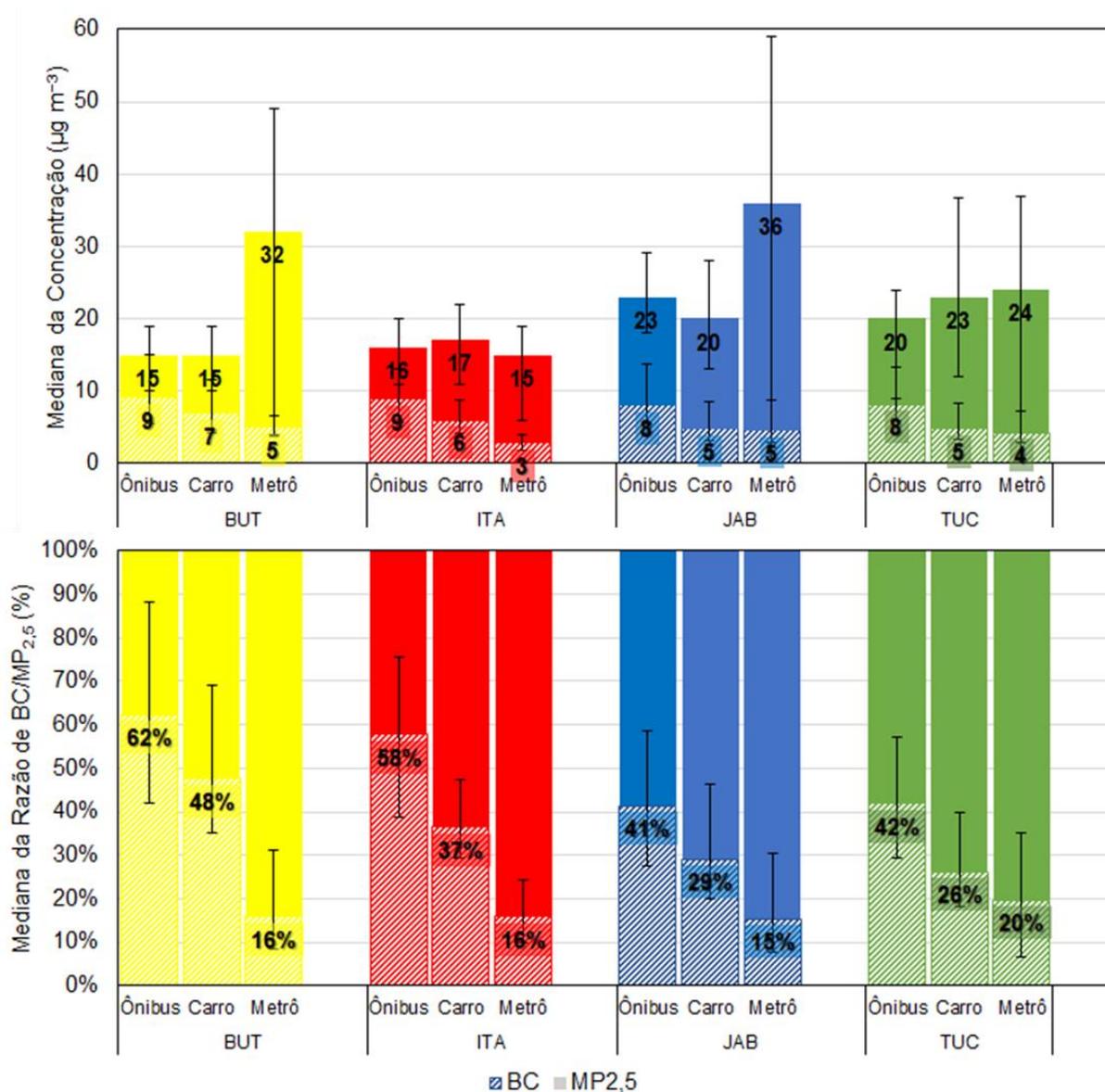


Figura 17 – Gráfico de barras (a) da mediana das concentrações de $MP_{2,5}$ e BC e (b) da mediana da razão entre $BC/MP_{2,5}$ nos diferentes meios de transporte (ônibus, carro e metrô) e rotas (BUT, ITA, JAB, TUC). O limite inferior e superior da barra de erros representa o P25 e o P75, respectivamente, da concentração e razão calculadas.

A tendência de maiores concentrações de $MP_{2,5}$ e menores frações de BC no metrô também foi observada em um estudo conduzido em Nanjing, China (JI *et al.*, 2021) que caracterizou a concentração e composição do $MP_{2,5}$ em seis saguões de metrô e comparou com as concentrações de $MP_{2,5}$ de um local de referência ao ar livre. A concentração de $MP_{2,5}$ foi mais alta no metrô e os elementos químicos mais abundantes identificados em relação à referência foram ferro, cobre e manganês, sendo que a dose média diária de exposição ao ferro foi até cinco vezes maior no metrô (JI *et al.*, 2021).

De forma geral, na ausência de fontes internas a concentração de $MP_{2,5}$ em áreas fechadas é dominada pelas fontes externas (DENG *et al.*, 2015; JI *et al.*, 2021). Assim, a concentração mais alta de $MP_{2,5}$ no metrô em São Paulo, sugere que existe alguma fonte de emissão local dentro das estações e dos túneis na parte subterrânea. Em outro estudo realizado em Barcelona (MINGUILLÓN *et al.*, 2018), amostras de $MP_{2,5}$ de onze estações de metrô foram analisadas quimicamente juntamente com a caracterização da composição de diferentes componentes do metrô como pastilhas de freio, trilhos e pantógrafos, que são dispositivos que conectam os carros do metrô com a rede elétrica, alimentando o metrô com energia. As análises concluíram que o $MP_{2,5}$ era constituído majoritariamente por óxidos de ferro III (Fe_2O_3) e matéria carbonácea. Eles utilizaram então a Fatoração de Matriz Positiva (PMF) para identificar as fontes a partir da composição química do $MP_{2,5}$, e das 10 fontes identificadas, 5 delas eram relacionadas ao metrô: (i) abrasão das rodas nos trilhos; dois tipos de freios, o (ii) freio A e (iii) freio B; uma fonte com uma (iv) mistura da abrasão das rodas nos trilhos com o freio; e uma fonte de (v) chumbo cuja origem não ficou clara. A soma da contribuição dessas fontes representou 43–91% do $MP_{2,5}$ nas estações de metrô mais antigas e 21–52% nas estações mais modernas que possuem portas de plataforma (MINGUILLÓN *et al.*, 2018).

4.5 Fatores determinantes na exposição ao $MP_{2,5}$ e BC

Nessa seção serão discutidos os fatores determinantes que governam a variabilidade das concentrações dentro de cada meio de transporte.

4.5.1 Fatores determinantes no ônibus

Como já discutido em outras seções, observou-se maiores concentrações de BC nos ônibus, e em São Paulo, estes podem trafegar em três tipos de faixas: corredor de ônibus, faixa exclusiva para ônibus e faixa comum. O corredor de ônibus fica à esquerda da pista, é de uso exclusivo de ônibus e de táxis com passageiro, e possui paradas de ônibus maiores. A faixa exclusiva de ônibus pode ficar à direita ou à esquerda da pista, proíbe a circulação de carros e táxis e o seu horário de funcionamento muda de acordo com o local. A faixa comum é àquela que é compartilhada com os demais veículos que trafegam na via.

A Figura 18 classifica os trechos das rotas amostradas de acordo com os tipos de faixa citados. De forma geral, a rota BUT é predominantemente corredor de ônibus e percorre uma grande extensão da Av. Rebouças e da Av. Consolação, duas importantes avenidas que ligam a zona oeste ao centro da cidade. As demais rotas (ITA, JAB e TUC) percorrem predominantemente por faixas exclusivas de ônibus. A rota ITA percorre a faixa exclusiva da Av. Radial Leste, que liga a zona leste ao centro da cidade, e as rotas JAB e TUC a faixa exclusiva do Corredor Norte-Sul, que liga a zona norte à zona sul passando pelo centro. A análise utilizou os dados de GPS coletados para localizar o ponto geográfico da medida de poluição e inferir o tipo de faixa em que o ônibus estava. Por falha do sinal do GPS, nem todos os dados de concentração tinham a sua localização espacial disponível, então a análise foi feita com os pontos que tinham localização identificada. A Figura 19a mostra medianas maiores de BC ($13 \mu\text{g m}^{-3}$) nos corredores de ônibus seguido de faixa exclusiva ($9 \mu\text{g m}^{-3}$) e por fim a faixa comum ($8 \mu\text{g m}^{-3}$). Já para $\text{MP}_{2,5}$, a mesma tendência não ocorre. Nesse caso, as maiores medianas foram observadas nos grupos faixa comum e faixa exclusiva, que ficaram bem próximos em torno dos $18 \mu\text{g m}^{-3}$ e o corredor de ônibus apresentou a menor mediana em torno dos $15 \mu\text{g m}^{-3}$. Como para o material particulado não há concentração segura, esse valor é significativo em termos de saúde, ainda mais que o novo valor guia da OMS é de $5 \mu\text{g m}^{-3}$ para média anual (Tabela 1).

Analisou-se também o efeito da condição de ventilação do ônibus. Em São Paulo existem dois tipos de ventilação: os com as janelas travadas e ar-condicionado (A/C) e os apenas com a possibilidade de abrir a janela (janela-aberta). Das 40 viagens de ônibus monitoradas, 13 foram em ônibus com A/C, 21 com janelas-abertas (J/A), e em 6 viagens o pesquisador de campo não tomou nota sobre o tipo de ventilação do ônibus no nosso diário. Essas viagens não entraram nessa análise. Esperava-se que os ônibus com janelas abertas tivessem maiores concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ e de BC do que os com A/C, já que a infiltração de partículas externas ao microambiente do ônibus é dificultada com a barreira física da janela fechada, mas isso só foi observado no caso do poluente BC.

Em relação ao $\text{MP}_{2,5}$, todas as rotas apresentaram concentrações médias maiores nos ônibus com janelas-abertas do que os com A/C, mas apenas as rotas BUT e TUC apresentaram a mediana das concentrações de BC maior com janelas abertas (Mediana BUT: A/C = $9 \mu\text{g m}^{-3}$ e J/A = $15 \mu\text{g m}^{-3}$; TUC: A/C = $20 \mu\text{g m}^{-3}$ e J/A = $28 \mu\text{g m}^{-3}$). Em relação ao BC, apenas a rota BUT apresentou média e a mediana da concentração maior nos ônibus com janela aberta do que nos de A/C (BUT: A/C = $6 \mu\text{g m}^{-3}$ e J/A = $9 \mu\text{g m}^{-3}$).

m^{-3}). Pela Figura 19 conseguimos notar nos casos com janela aberta uma maior dispersão de dados, representada pela caixa do *boxplot* mais alta. Assim, em São Paulo o efeito da condição de ventilação do ônibus foi mais claro nas concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ do que nas de BC.

LI *et al.* (2015) encontraram em Shanghai que a condição de ventilação foi um fator determinante na exposição dos passageiros ao BC nos ônibus, onde a concentração média era até três vezes maior do que a concentração nas ruas nos ônibus com janela aberta e para os ônibus com A/C a concentração média era menor que nas ruas. Mas, eles também identificaram alguns padrões que não souberam explicar, como por exemplo, concentrações maiores dentro de ônibus com A/C do que nas ruas. KAUR *et al.* (2006) encontraram dificuldade em identificar fatores bem definidos que influenciam o número de partículas ultrafinas dentro do ônibus. Isso sugere que há outros fatores determinantes para a exposição dos passageiros nesse meio de transporte além da condição de ventilação, como a posição do passageiro dentro do ônibus (se está próximo da porta ou da janela, ou se está no corredor etc.), se o passageiro está sentado ou em pé, o número de pessoas dentro do ônibus (KAUR *et al.*, 2006).

Investigou-se também a variação espacial nas concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ e BC (Figura 20) onde pode-se observar os trechos mais poluídos em cada rota. A média espacial de $\text{MP}_{2,5}$ e BC variou dentro do microambiente de ônibus de $9 - 50 \mu\text{g m}^{-3}$ e $6 - 35 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente, e as maiores médias espaciais foram observadas na rota TUC. Esperava-se observar maiores concentrações de ambos os poluentes na região central de São Paulo e um claro gradiente decrescente em direção às áreas periféricas, uma vez que na maioria dos inventários de emissões utilizados na modelagem da qualidade do ar, as emissões de poluentes ficam com maior densidade no centro da cidade (IBARRA-ESPINOSA *et al.*, 2018). No entanto, isso não foi observado neste trabalho e, em vez disso, observamos maiores concentrações médias espaciais durante as viagens de ônibus mais próximas das origens, principalmente em TUC (Figura 20). As quatro origens estudadas (BUT, ITA, JAB e TUC) são importantes pontos de transferência de ônibus – metrô, todas possuem um Terminais de ônibus em sua proximidade, o que atrai bastante tráfego para essas regiões. Além disso, nas regiões periféricas da cidade de São Paulo há um maior número de veículos e ônibus mais antigos, que emitem maior quantidade de poluentes (IBARRA-ESPINOSA *et al.*, 2018), e já no centro da cidade há algumas linhas de ônibus elétricos. Esse comportamento pode sugerir que as concentrações medidas durante o deslocamento são afetadas principalmente pelas condições do tráfego local. Além disso, as maiores médias espaciais no TUC podem estar relacionadas à topografia acidentada da região que pode favorecer o acúmulo de partículas aliado à direção do vento predominante de sudeste (Figura 21), principalmente $\text{MP}_{2,5}$, no lado barlavento das montanhas.

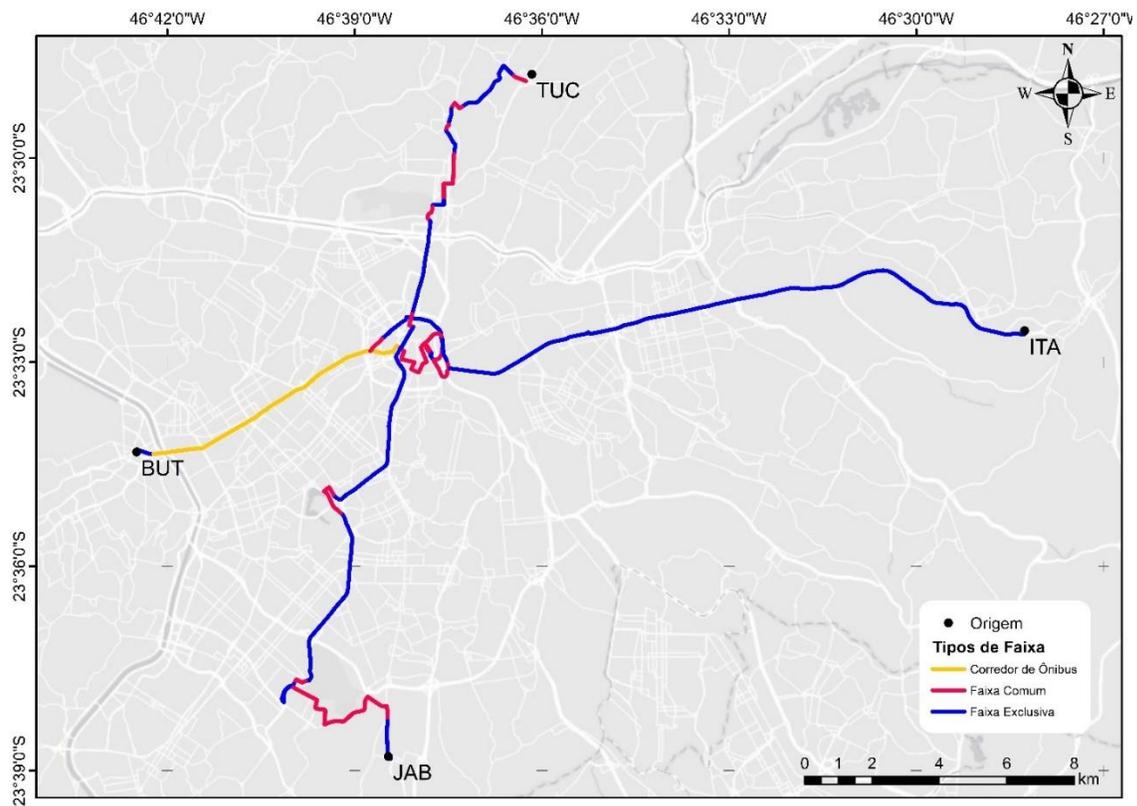


Figura 18 – Localização dos tipos de faixa nas rotas amostradas em São Paulo.

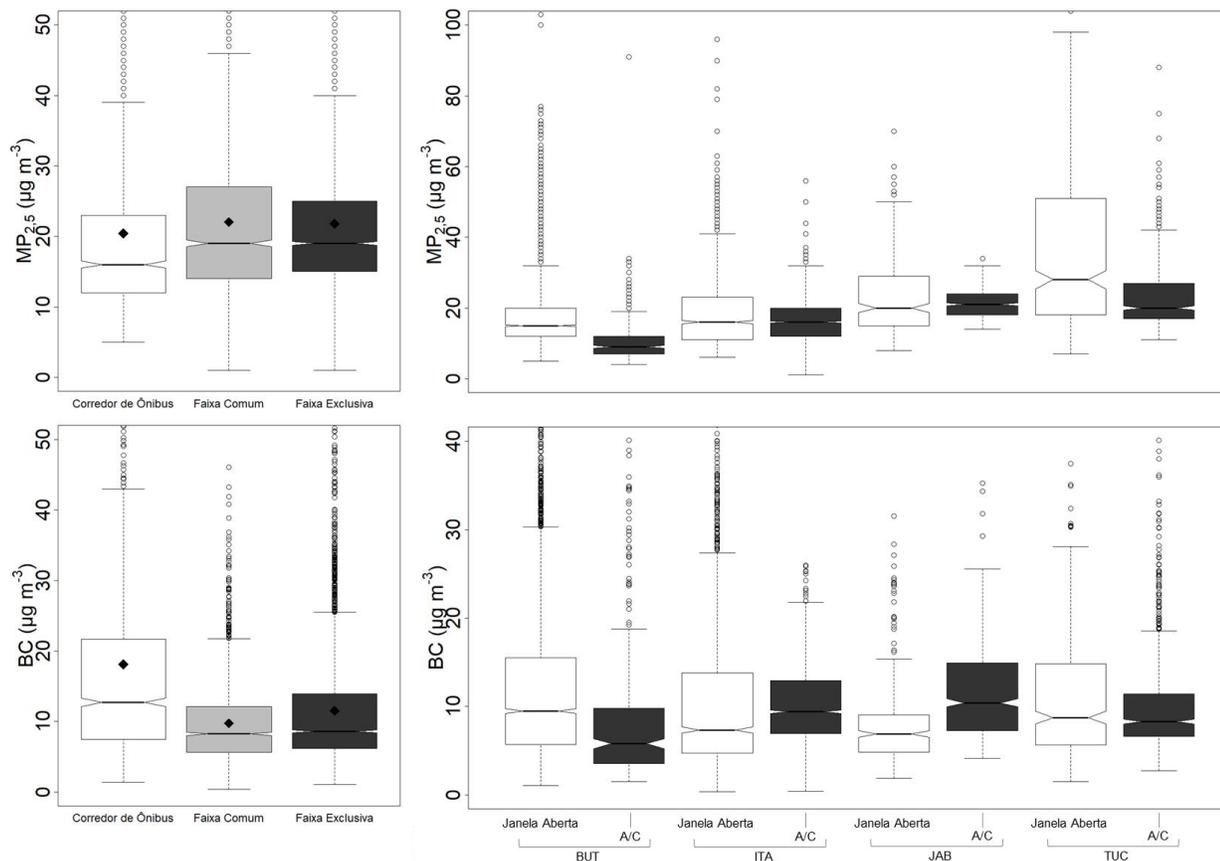


Figura 19 – *Boxplots* de $MP_{2.5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medidos dentro do ônibus agrupados em relação ao (a) tipo de faixa de ônibus (corredor de ônibus, faixa comum e faixa exclusiva), (b) condição de ventilação do ônibus (janela aberta ou ar-condicionado). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam $1,5 \times$ o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*. A/C: Ar-condicionado.

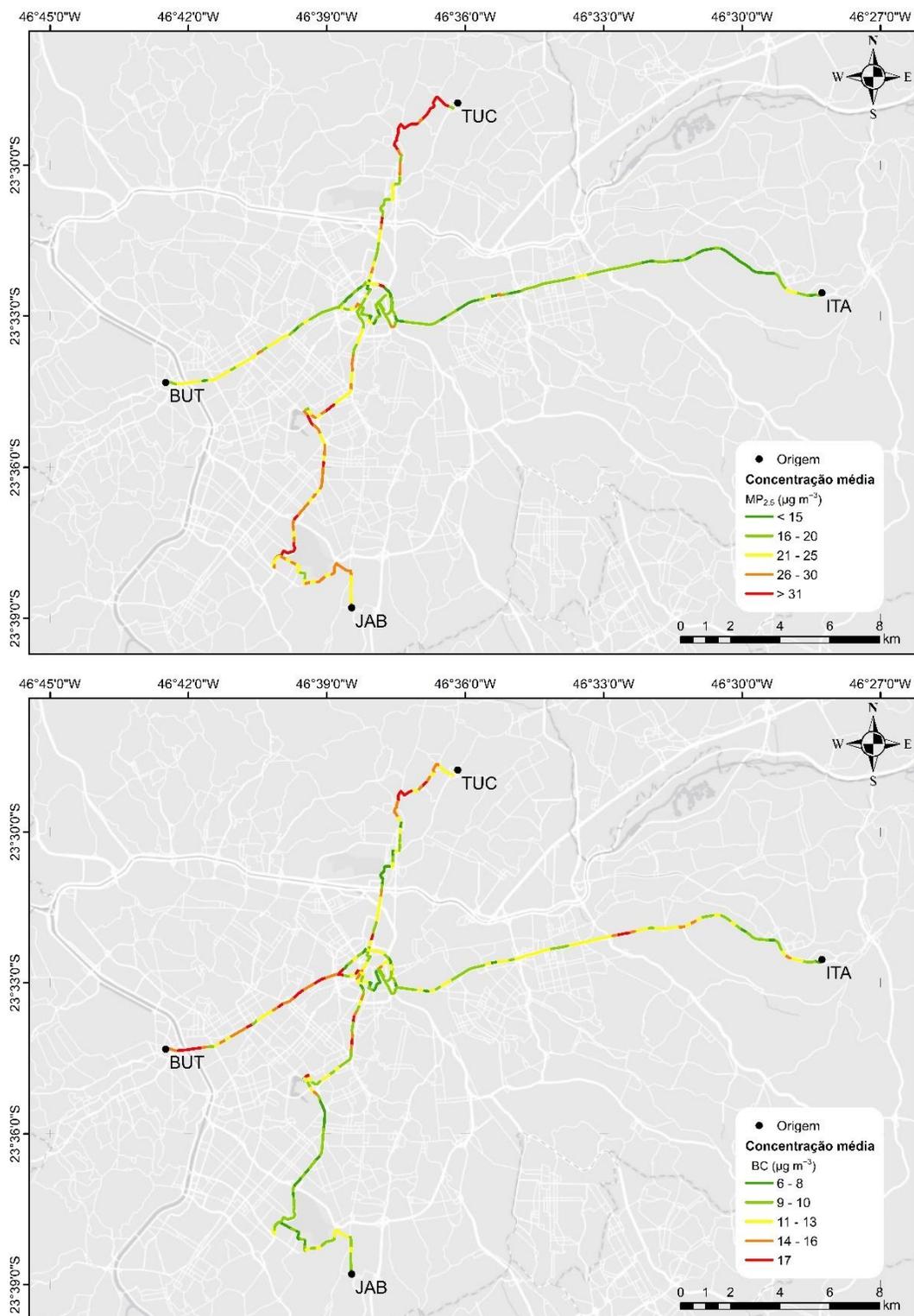


Figura 20 – Distribuição espacial da concentração média medida de (a) $MP_{2.5}$ e (b) BC nas quatro rotas de ônibus. A média espacial foi calculada em segmentos de rua de aproximadamente 230m. Nem todos os dados amostrados tinham informação de latitude e longitude disponíveis por falha de sinal do GPS.

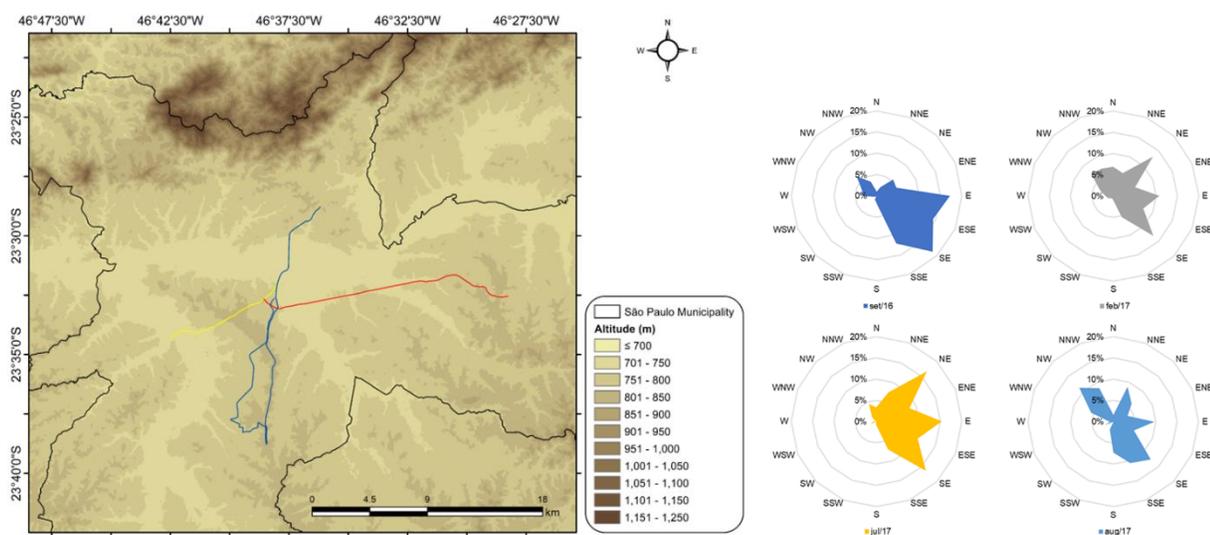


Figura 21 – Mapa de elevação do Município de São Paulo em classes de altitude de incremento de 50 m. Fonte: Valeriano & Rossetti, 2012. (<https://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>). Distribuição da frequência de direção do vento da Estação Meteorológica da Água Funda em São Paulo para os meses de (a) setembro/2016, (b) fevereiro/2017, (c) julho/2017 e (d) agosto/2017.

4.5.2 Fatores determinantes no carro

Nessa seção foram investigados fatores que podem afetar a exposição dos passageiros e motoristas de carro. Na Figura 22 pode-se observar a variação espacial das concentrações de $MP_{2,5}$ e BC medidos dentro do carro em São Paulo. Para investigar os fatores que afetam a variabilidade da concentração dos poluentes no carro, analogamente à seção anterior para os ônibus, foi investigado se a posição do carro em relação às faixas de ônibus em São Paulo afeta a exposição dos passageiros (Figura 23). De forma geral, a concentração média de $MP_{2,5}$ do carro que trafega em faixas comuns junto com os ônibus ($MP_{2,5} = 21 \mu\text{g m}^{-3}$) foi levemente maior do que o que trafega próximo às faixas exclusivas de ônibus ($MP_{2,5} = 20 \mu\text{g m}^{-3}$), mas a diferença não foi significativa entre as faixas segundo o teste de Dunn. A concentração de $MP_{2,5}$ próxima do carro que trafega próximo aos corredores de ônibus ($MP_{2,5} = 17 \mu\text{g m}^{-3}$) foi significativamente menor do que próximo às demais faixas, provavelmente por causa do favorecimento da dispersão das partículas causada pelo movimento contínuo e da maior velocidade média dos ônibus nos corredores e pela limitação do monitor de $MP_{2,5}$ em quantificar partículas absorvedoras.

Já para as concentrações médias de BC de carros próximos a corredores de ônibus tiveram maiores concentrações médias ($BC = 10,2 \mu\text{g m}^{-3}$) do que próximos às faixas comuns ($BC = 8,2 \mu\text{g m}^{-3}$) e às faixas exclusivas de ônibus ($BC = 7,0 \mu\text{g m}^{-3}$). O teste de Dunn indicou que para as concentrações de BC o grupo

corredor de ônibus foi significativamente diferente (p -valor $< 0,05$) dos grupos faixa comum e faixa exclusiva. Não houve diferença significativa entre os grupos faixa comum e faixa exclusiva.

Fazendo a mesma análise, mas agrupando por rota, observa-se que em BUT, TUC e JAB as médias e medianas das concentrações de $MP_{2,5}$ e de BC de quando o carro está próximo de uma faixa exclusiva para ônibus são menores do que quando os ônibus trafegam em uma faixa comum junto dos carros. Já em ITA observa-se uma tendência contrária em que a concentração na faixa exclusiva é maior.

Analisou-se também a distância até o semáforo como fator de variabilidade à exposição dos passageiros de carro. Separou-se os dados de $MP_{2,5}$ e BC em dois grupos: o primeiro em que o carro estava perto do semáforo (< 50 m de distância de um semáforo) e o segundo em que estava longe do semáforo (> 50 m de distância de um semáforo) a partir dos dados de localização coletados pelo GPS. A Figura 24 apresenta o resultado da análise e mostra que a distribuição dos valores medidos de $MP_{2,5}$ nos dois grupos (próximo de um semáforo e longe de um semáforo), com média de $20 \mu\text{g m}^{-3}$, é praticamente igual, e o teste de Mann-Witney confirmou que os dois grupos não são significativamente diferentes. Já para o BC, a proximidade com o semáforo aumenta a concentração média e mediana em que o passageiro de carro está exposto, e desta vez a diferença com o grupo mais distante é significativa segundo o teste de Mann-Witney.

Estendendo a mesma análise por rota, observa-se na Figura 23b que na maior parte das rotas a concentração média e mediana de $MP_{2,5}$ e de BC é maior próximo de semáforos do que mais longe nas rotas JAB e TUC, provavelmente porque nessas rotas, além de possuir menos semáforos do que as rotas BUT e ITA, durante o trabalho de campo, foi observado que o congestionamento se formava ao longo da rota mesmo nos trechos sem semáforos.

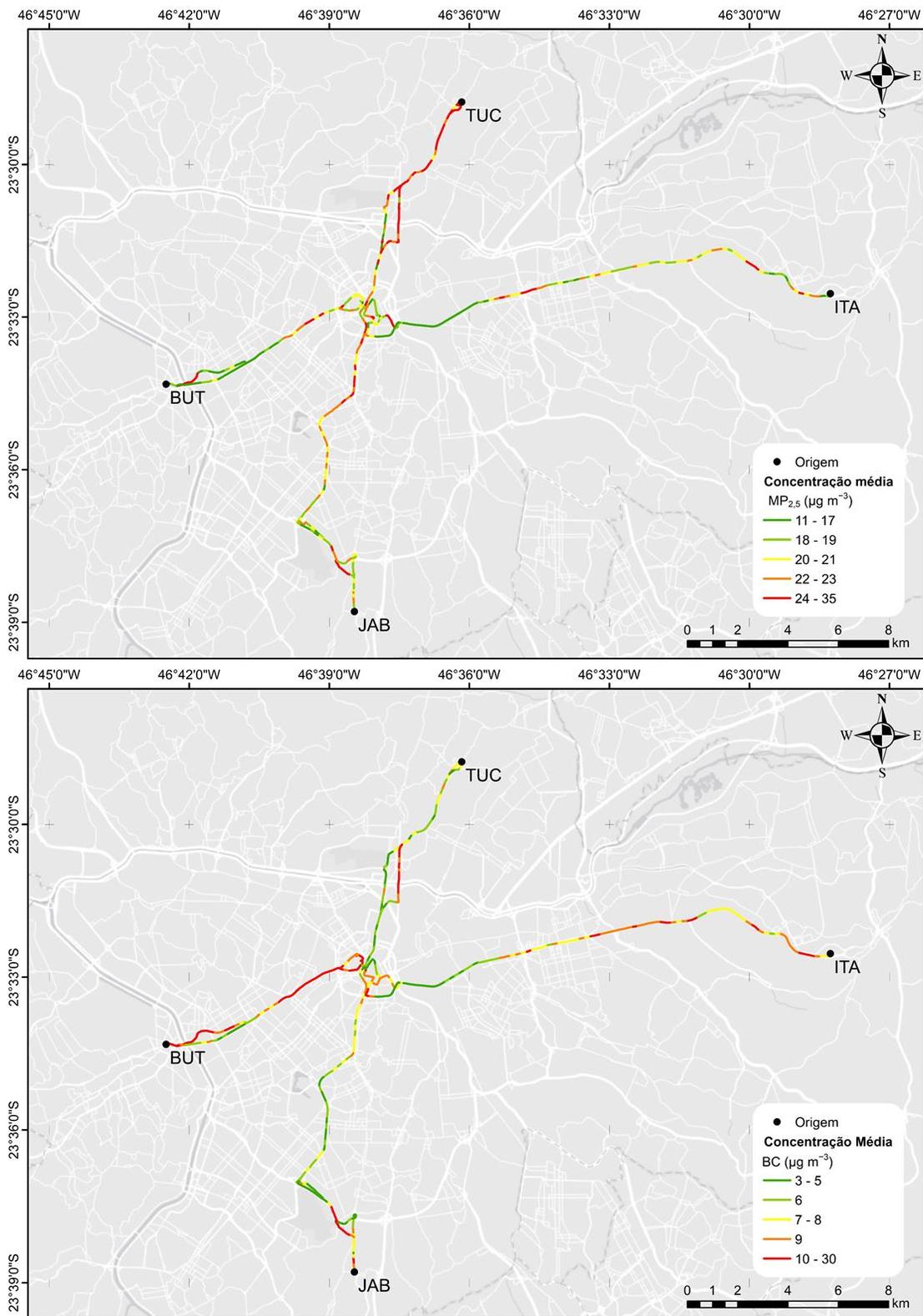


Figura 22 – Distribuição espacial da concentração média medida de (a) $MP_{2.5}$ e (b) BC nas quatro rotas amostradas de carro. A média espacial foi calculada em segmentos de rua de aproximadamente 200m. Nem todos os dados amostrados tinham informação de latitude e longitude disponíveis por falha de sinal do GPS.

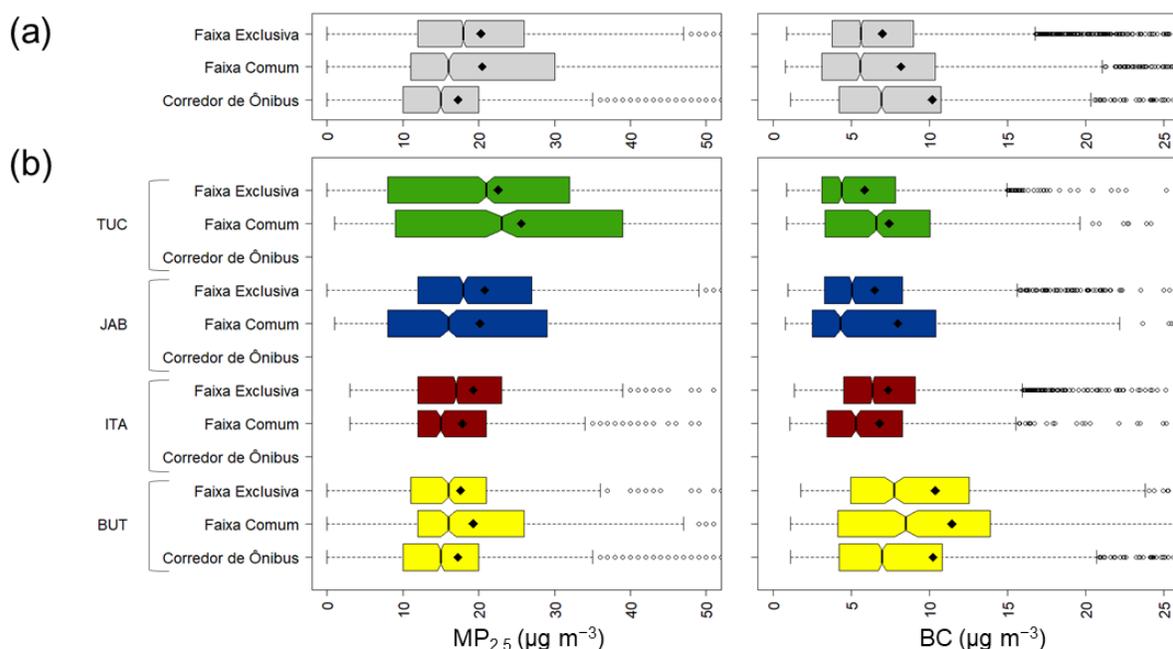


Figura 23 – Boxplots de MP_{2,5} (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento de carro agrupados em: (a) tipo de faixa de ônibus que o carro estava próximo (corredor de ônibus, faixa comum e faixa exclusiva), (b) tipo de faixa de ônibus que o carro estava próximo e rota amostrada. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os outliers.

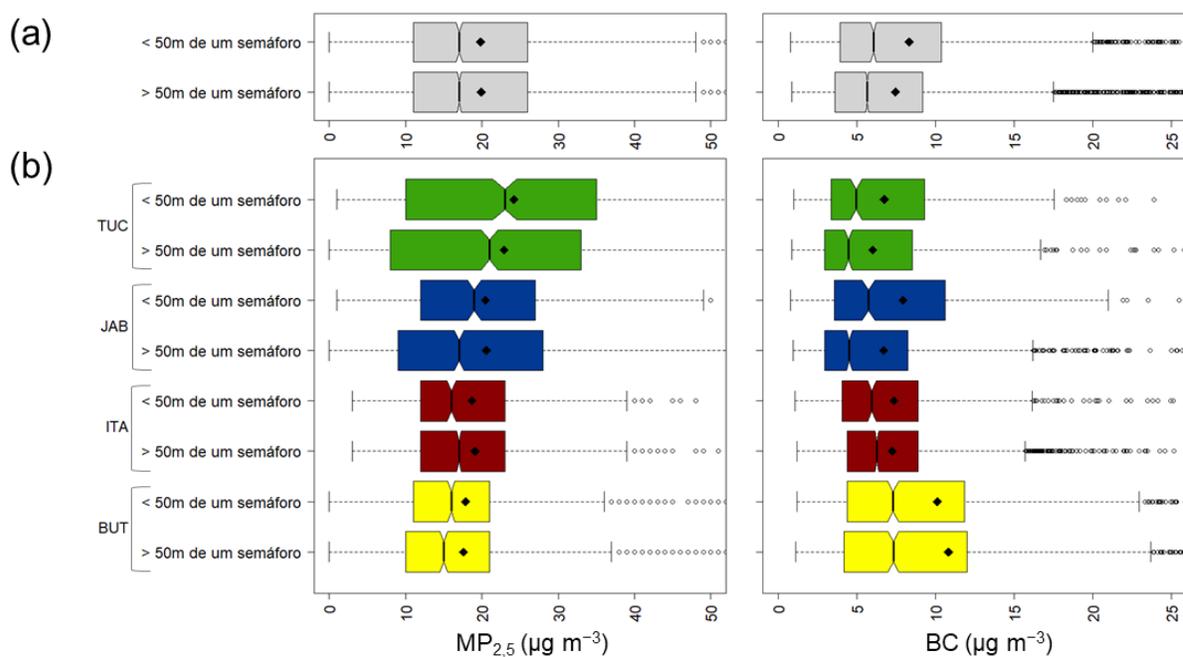


Figura 24 – Boxplots de MP_{2,5} (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento de carro agrupados em: (a) posição do carro em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), (b) posição do carro e rota amostrada. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os outliers.

4.5.3 Fatores determinantes no metrô

Como já visto anteriormente, as concentrações de $MP_{2,5}$ aumentam drasticamente quando o passageiro entra na estação de metrô. Já para o BC essa situação se inverte, já que dentro do metrô não há fontes de queima de combustíveis fósseis. Os *boxplots* já apresentados mostram grande variabilidade e dispersão dos dados de $MP_{2,5}$, e nessa seção vamos discutir alguns fatores que afetam a concentração nesse microambiente de transporte, como, a influência de linhas diferentes de metrô (linhas amarela, azul e vermelha), da posição da estação (se está acima ou abaixo da superfície) e o efeito da possibilidade de abertura ou não das janelas no metrô.

Em São Paulo, as estações de metrô são classificadas, dependendo da sua posição em relação à superfície, em 5 classes: subterrânea, semi-enterrada, superfície, semi-elevada e elevada (Figura 25). Para facilitar a análise, as estações foram agrupadas em duas classes: as subterrâneas e as de superfície, que inclui as demais classes. Nos trechos em que há transição entre duas classes de estação (subterrânea para superfície, por exemplo) classificou-se o trecho em subterrâneo se a maior parte dos trilhos ficasse na parte subterrânea (TRD-PPQ; SAN-JPA; JPA-PIG) e ao contrário se fosse de superfície (PSE-PDS).

As estações subterrâneas apresentaram concentrações maiores de $MP_{2,5}$ e de BC do que nas estações de superfície tanto por causa de uma possível fonte local de partículas finas (discutida na seção 4.4) quanto pela dispersão ser dificultada em um ambiente subterrâneo de confinamento (Figura 26). A mediana da concentração de $MP_{2,5}$ de estações subterrâneas foi mais de 2 vezes maior do que a mediana das de superfície, e para o BC foi 1,6 vezes maior. Vários estudos disponíveis na literatura também concluíram que as concentrações de MP nas plataformas das estações subterrâneas são consistentemente mais altas do que no nível da rua. RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER (2017) encontraram diferenças de concentração ainda maiores que em São Paulo no metrô de Londres, onde as estações subterrâneas apresentaram concentrações médias de $MP_{2,5}$ 7,5 vezes mais altas do que as de superfície. Em Los Angeles, KAM *et al.* (2011) encontraram concentrações médias entre 1,7 e 2,0 vezes maiores dentro do metrô e em estações subterrâneas do que nas de superfície, bem próximo do observado em São Paulo.

A linha amarela do metrô de São Paulo é totalmente subterrânea. Já as linhas azul e vermelha possuem trechos subterrâneos e na superfície. O efeito do trecho subterrâneo na concentração de $MP_{2,5}$ é evidente na Figura 26, com concentrações medianas maiores na porção subterrânea ($MP_{2,5}$ = 36 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul; $MP_{2,5}$ = 19 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha) do que na de superfície ($MP_{2,5}$ = 24 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul; $MP_{2,5}$ = 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha). Para o BC as concentrações foram marginalmente maiores nos trechos subterrâneos (BC= 5 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul; BC= 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha) do que nos trechos de superfície

(BC= 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul; BC= 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha). TARGINO *et al.* (2021) observaram concentrações médias maiores de BC na linha amarela (subterrânea: 11,33 $\mu\text{g m}^{-3}$) do que na verde (com trechos na superfície: 7,87 $\mu\text{g m}^{-3}$). Eles também dividiram os dados da linha verde em subterrânea e de superfície e as concentrações de BC foram significativamente maiores nas estações subterrâneas.

Além da posição da estação ou trecho em que o metrô circula (subterrânea ou na superfície), o sistema de ventilação das estações e metrôs subterrâneos afeta diretamente a qualidade do ar neles, como já estudado por MORENO *et al.* (2017) e MARTINS *et al.* (2016). Todos os metrôs da linha amarela possuem ventilação mecânica com Ar-condicionado (A/C) em funcionamento. Já as linhas azul e vermelha possuem, além dos metrôs equipados com A/C, alguns metrôs mais antigos que ainda operam sem ventilação mecânica e possuem a possibilidade de abrir a janela, e que geralmente ficam abertas. Das 59 viagens de metrô monitoradas, 49 foram em metrôs com A/C e 10 com janelas abertas. A concentração de ambos os poluentes nos metrôs com janela aberta ($\text{MP}_{2,5}$ = 83 $\mu\text{g m}^{-3}$; BC= 9 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul e $\text{MP}_{2,5}$ = 60 $\mu\text{g m}^{-3}$; BC= 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha) apresentaram concentrações medianas maiores do que os com A/C ($\text{MP}_{2,5}$ = 14 $\mu\text{g m}^{-3}$; BC= 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha azul e $\text{MP}_{2,5}$ = 14 $\mu\text{g m}^{-3}$; BC= 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ na linha vermelha) como mostrado na Figura 27. As janelas abertas permitem e facilitam a entrada de partículas externas ao metrô, principalmente nos trechos subterrâneos (MARTINS *et al.*, 2016), levando à concentrações muito elevadas nas linhas azul e vermelha. Esses resultados concordam com outros estudos que avaliaram as condições de ventilação no microambiente do metrô. MARTINS *et al.* (2016) compararam a qualidade do ar do sistema de metrô de três cidades europeias (Barcelona, Atenas e Porto) e observaram concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ mais elevados nos trens de Atenas, que possuíam janelas abertas. RIVAS; KUMAR; HAGEN-ZANKER (2017) também observaram concentrações menores de BC e $\text{MP}_{2,5}$ (entre outros poluentes atmosféricos) nos metrôs de Londres com janelas fechadas quando comparados aos metrôs com janela aberta. Esses resultados dão argumentos para que os metrôs substituam as janelas basculantes que abrem por janelas fechadas e melhorem o sistema de ventilação e manutenção da troca de filtros de A/C para garantir menor exposição aos poluentes atmosféricos dos passageiros.

Por fim, a Figura 28 apresenta a distribuição espacial da concentração média de $\text{MP}_{2,5}$ e BC no metrô. Os círculos representam a concentração no período em que o metrô estava parado na estação com as portas abertas e os traços representam a concentração média no período em que o metrô estava em movimento com as portas fechadas. Consegue-se observar que entre as linhas do metrô, a linha azul possui maior parte subterrânea e foi a mais poluída para ambos os poluentes, já a vermelha, que tem maior parte em superfície, apresentou as menores médias espaciais. Observa-se que a zona Sul (de VGO até CON), o centro da cidade (PSE-BTO e REP-GBU) e o extremo norte (JPA até TUC) foram as regiões que apresentaram as maiores médias. Na rota ITA (linha vermelha), observa-se claramente que próximo ao

destino da rota (o centro da cidade) temos concentrações maiores do que no resto da rota, e é justamente a porção subterrânea da linha de metrô.

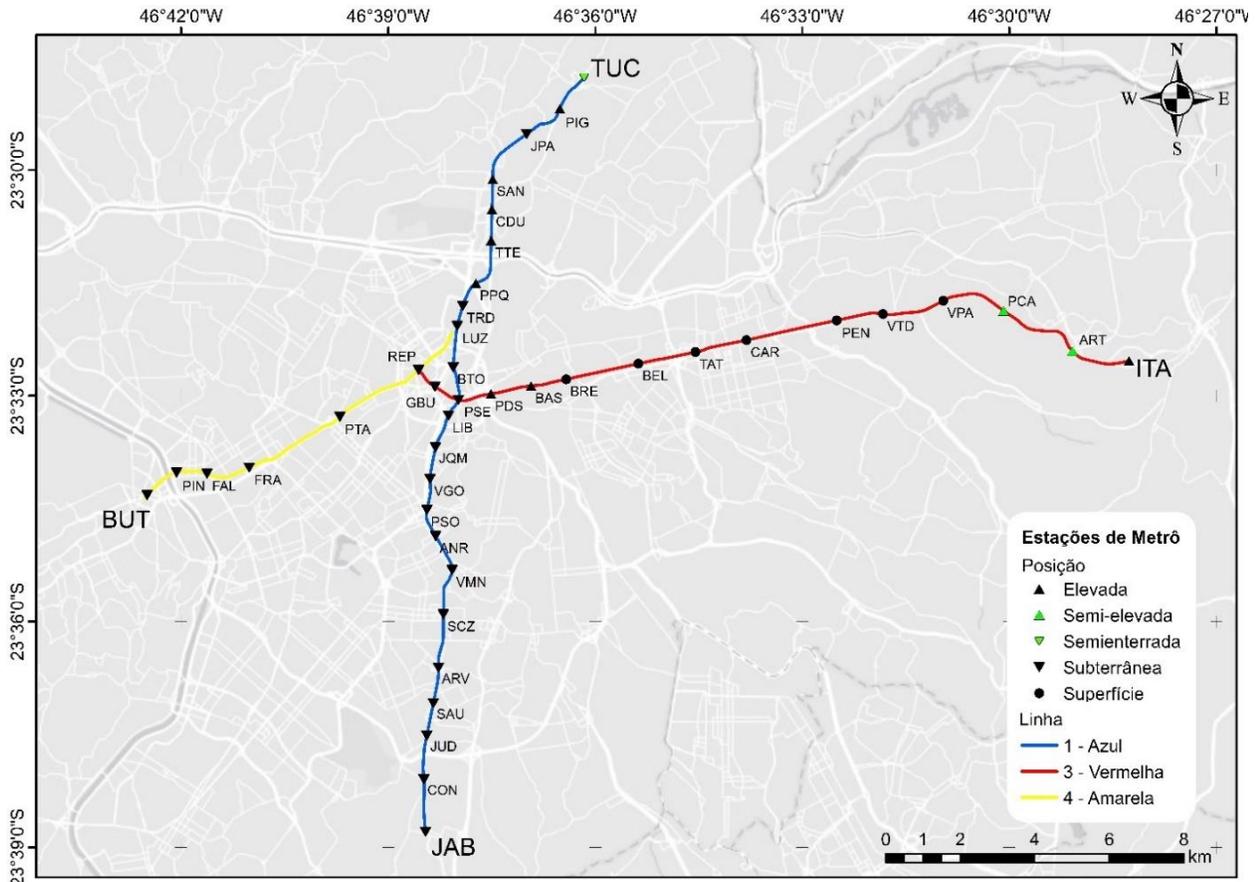


Figura 25 – Localização das estações e linhas de metrô que foram amostradas neste trabalho. As linhas representam as linhas de metrô (azul, vermelha e amarela) e os símbolos representam a posição das estações de metrô (subterrânea, semienterrada, superfície, semi-elevada, elevada) na cidade de São Paulo.

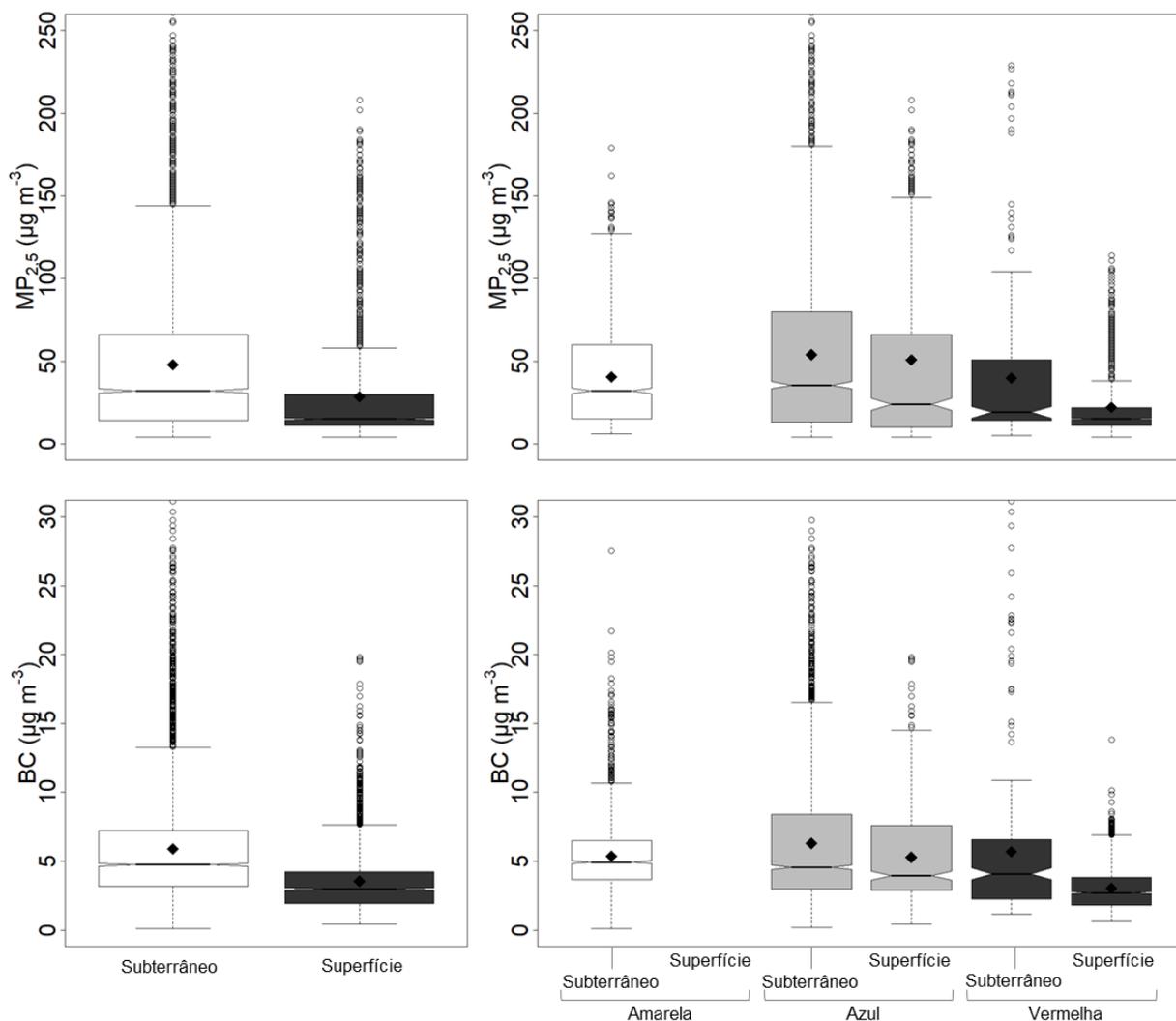


Figura 26 – Boxplots de $MP_{2.5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medida dentro do metrô agrupados em relação à (a) posição das estações e trechos (subterrâneos e de superfície), (b) posição e nas linhas de metrô amostradas (linhas amarela, azul e vermelha). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam 1,5 x o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*.

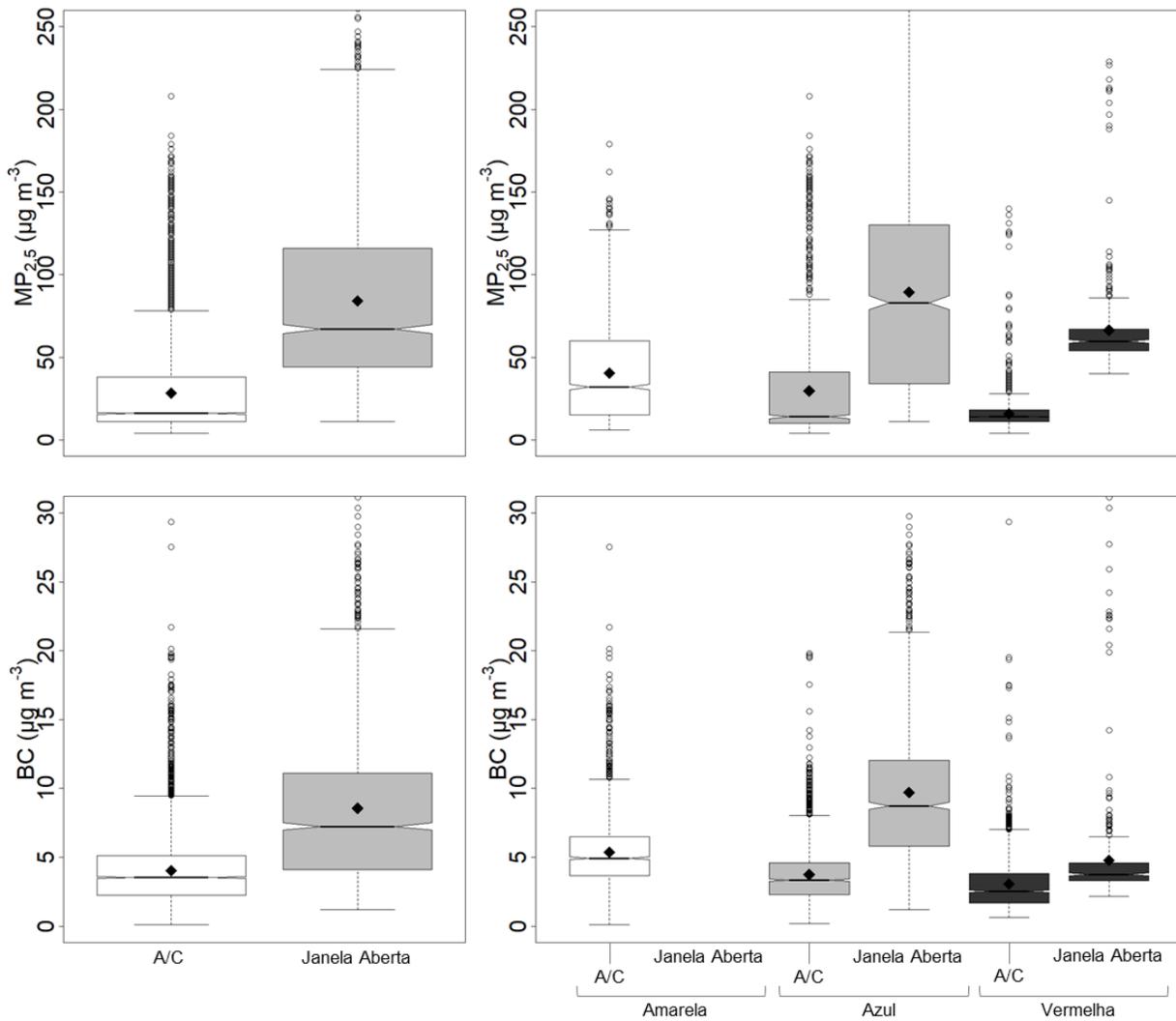


Figura 27 – Boxplots de $MP_{2.5}$ (linha superior) e de BC (linha inferior) medida dentro do metrô agrupados em relação à (a) ventilação (com ar-condicionado ou com janela aberta), (b) ventilação e nas linhas de metrô amostradas (linhas amarela, azul e vermelha). O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam $1,5 \times$ o intervalo interquartil e os círculos são os outliers. A/C: ar-condicionado.

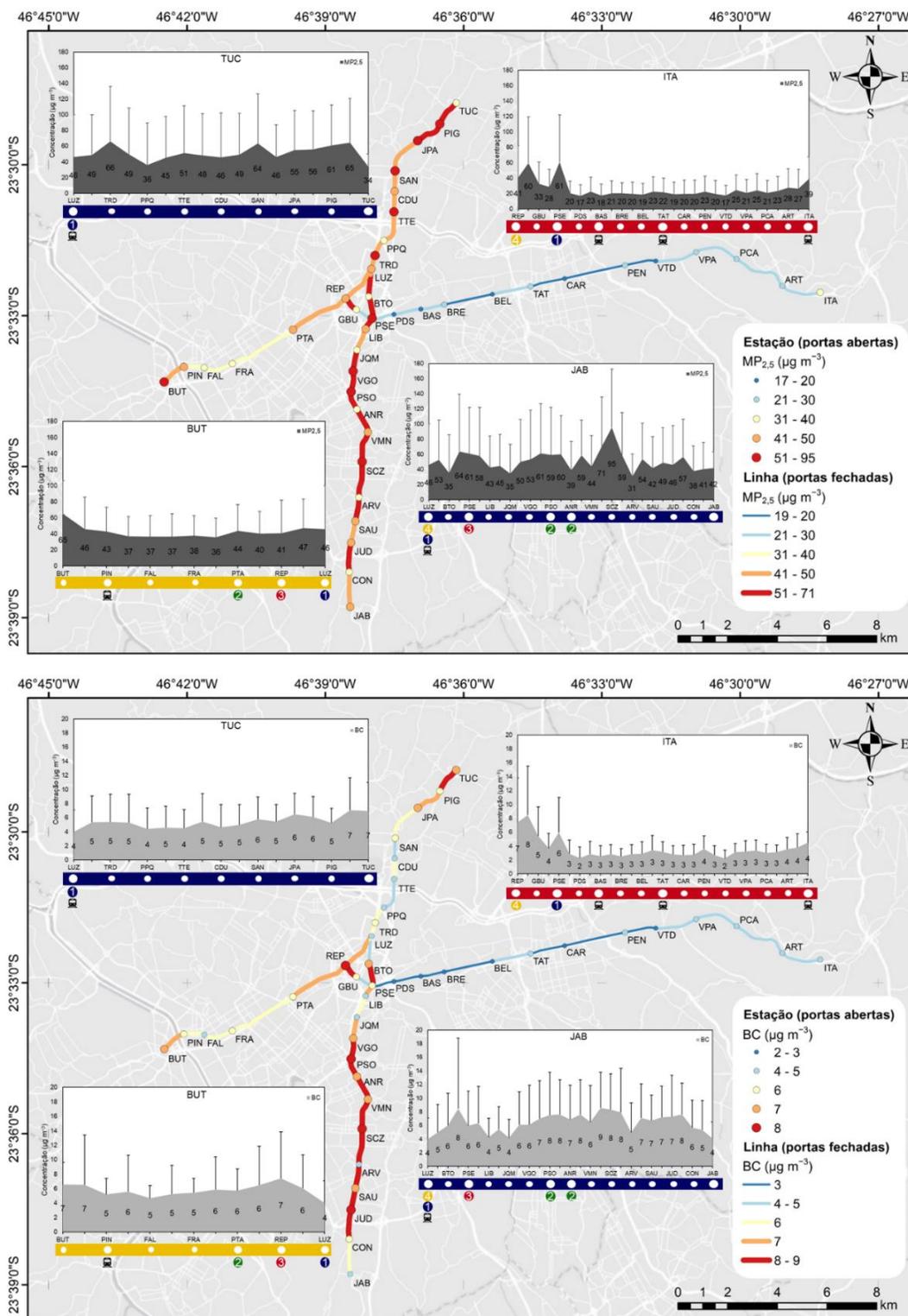


Figura 28 – Distribuição espacial da concentração média de $MP_{2.5}$ (acima) e BC (abaixo) no metrô. Os círculos representam a concentração média no período em que o metrô estava parado na estação com as portas abertas e os traços representam a concentração média no período em que o metrô estava em movimento com as portas fechadas. Os subgráficos representam a concentração média de $MP_{2.5}$ (acima) e BC (abaixo) no metrô e a barra de erros representa o desvio padrão.

4.5.4 Fatores determinantes meteorológicos e de concentração ambiente

Calculou-se o coeficiente de correlação de Pearson entre as concentrações médias horárias de $MP_{2,5}$ e BC medidas nos experimentos de ônibus, carro e metrô e os diversos parâmetros meteorológicos (temperatura, umidade relativa e velocidade do vento) e de concentração ambiental de $MP_{2,5}$ em três estações de qualidade do ar da CETESB (Pinheiros, Parque Dom Pedro II e Ponte dos Remédios), e os resultados estão na Tabela 10 e na Figura 29. A análise demonstrou que a temperatura e a velocidade do vento contribuíram inversamente para as concentrações tanto de $MP_{2,5}$ quanto de BC por causa dos valores negativos de coeficiente de correlação de Pearson, que variou entre -0,3 e -0,8 para o vento e -0,1 e -0,4 para a temperatura. Ou seja, quando a temperatura e a velocidade do vento aumentam, as concentrações médias dos dois poluentes tendem a diminuir, devido ao aumento da turbulência mecânica e térmica na atmosfera que favorecem a dispersão dos poluentes. Contudo, nem todos os coeficientes desses parâmetros foram significativos (p -valor $< 0,05$). A velocidade do vento, em geral, foi o parâmetro meteorológico mais significativo para os dois poluentes nos três meios de transporte.

A umidade relativa apresentou correlações positivas com as concentrações de $MP_{2,5}$ e BC, mas não foram significativas em sua maioria. Correlações positivas entre partículas e umidade relativa também foram observadas em outros estudos (ADAMS *et al.*, 2001; WU *et al.*, 2013) e podem estar relacionadas à formação de aerossóis secundários como o sulfato e o nitrato a partir de seus precursores, SO_2 e NO_x (SUN *et al.*, 2006). Além disso, observou-se correlações positivas e negativas entre os níveis de exposição medidos nesse experimento e as concentrações de $MP_{2,5}$ nas três estações da CETESB. As correlações foram positivas e significativas para $MP_{2,5}$ no carro e no ônibus nas Estações Parque Dom Pedro II e a Estação Ponte dos Remédios na zona oeste da cidade. Na Estação Pinheiros, somente a correlação com a concentração de $MP_{2,5}$ foi significativa. Para BC, a maioria das correlações não foram significativas com as Estações, com exceção das concentrações médias de carro em relação à Estação Parque Dom Pedro II.

Esses resultados sugerem uma maior associação do BC à fonte locais de emissão enquanto o $MP_{2,5}$ sofre mais influência da concentração ambiente, principalmente nos ônibus e de carro, confirmando estudos anteriores. Além disso, a ausência de correlações significativas entre parâmetros meteorológicos e níveis de exposição ao BC pode sugerir que a turbulência gerada por temperatura e velocidade do vento mais alta ou a deposição de partículas sejam incapazes de reduzir sozinhas os níveis de concentração de BC. Correlações fracas com as concentrações de $MP_{2,5}$ e BC do metrô sugerem que as principais fontes de poluição do ar devem estar dentro do sistema de metrô, confirmando a análise da seção 4.5.

Tabela 10 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre os dados horários de parâmetros meteorológicos e concentrações ambientais de MP_{2,5} de três estações de qualidade do ar da CETESB e as concentrações médias horárias de MP_{2,5} e BC medidas nos experimentos de ônibus, carro e metrô. As correlações em negrito são significativas (p-valor <0,05). N=número de dados utilizados no cálculo da correlação.

Estação CETESB	Parâmetros	Metrô		Carro		Ônibus	
		BC	MP _{2,5}	BC	MP _{2,5}	BC	MP _{2,5}
Pinheiros (Metrô N=22) ¹ (Carro N=33) ² (Ônibus N=23)	Temperatura	-0,1	-0,4	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3
	Umidade Relativa	0,3	0,4	0,1	0,4	0,1	0,3
	Velocidade do Vento	-0,4	-0,4	-0,6	-0,6	-0,5	-0,3
	MP _{2,5}	0,1	-0,1	-0,5	-0,7	0,4	0,4
Parque Dom Pedro II (Metrô N=20) ³ (Carro N=31) (Ônibus N=29)	Temperatura	-0,1	-0,4	-0,1	-0,3	-0,3	-0,4
	Umidade Relativa	0,3	0,5	0,2	0,5	0,3	0,4
	Velocidade do Vento	-0,6	-0,8	-0,6	-0,8	-0,2	-0,5
	MP _{2,5}	-0,5	-0,3	0,6	0,8	0,0	0,6
Ponte dos Remédios (Metrô N=22) (Carro N=33) (Ônibus N=30)	Temperatura	-0,1	-0,4	0,0	-0,1	-0,2	-0,4
	Umidade Relativa	0,3	0,4	0,0	0,3	0,2	0,4
	Velocidade do Vento	-0,6	-0,6	-0,5	-0,6	-0,5	-0,3
	MP _{2,5}	0,3	0,4	0,3	0,8	0,3	0,6

¹ Parte dos dados de MP_{2,5} estava indisponível durante o experimento de metrô (N=9)

² Parte dos dados de MP_{2,5} estava indisponível durante o experimento de carro (N=6)

³ Parte dos dados de velocidade do vento e MP_{2,5} estava indisponível durante o experimento de metrô (N=7)

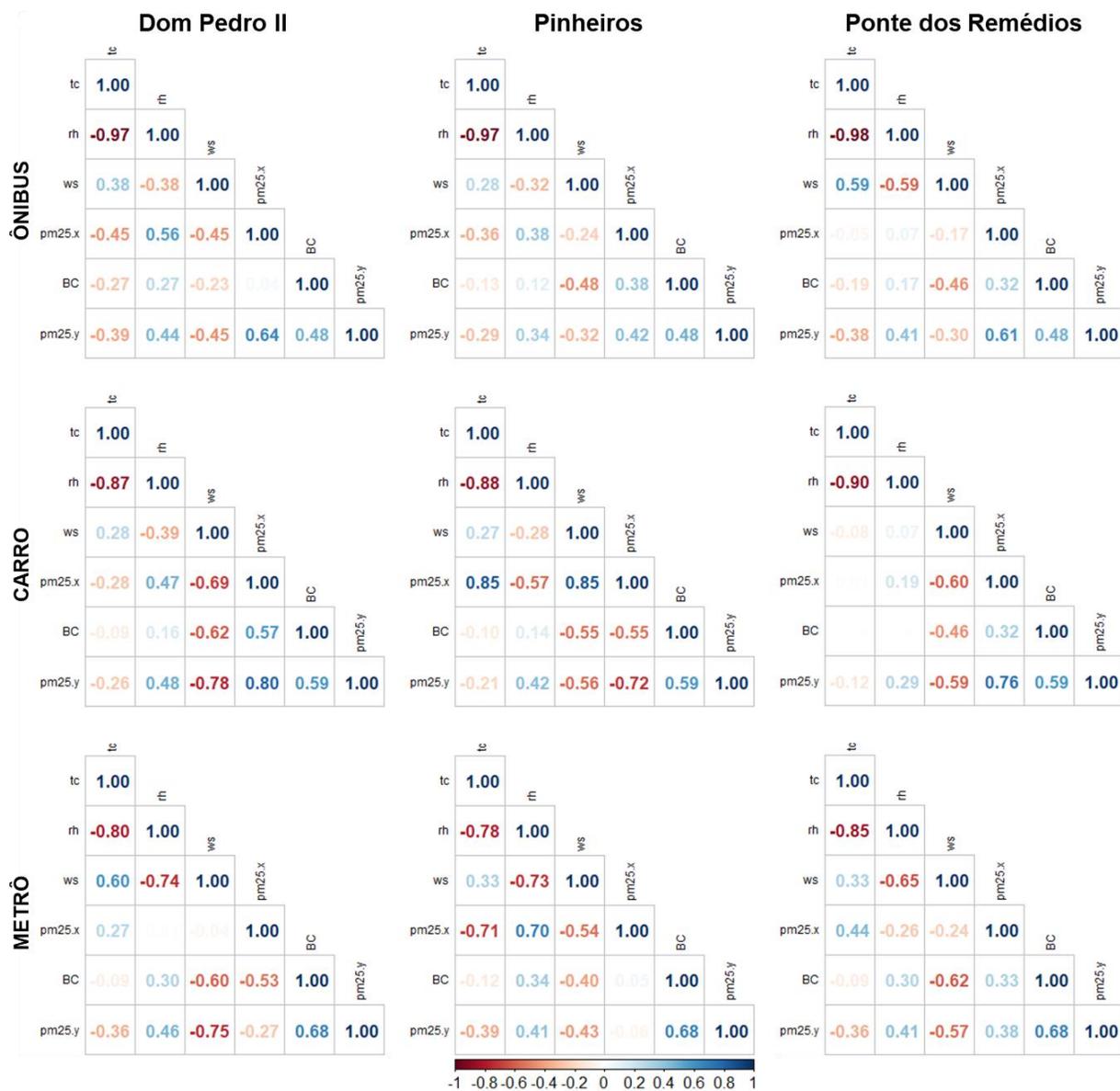


Figura 29 – Matriz de correlação de Pearson (r) entre os dados horários de parâmetros meteorológicos e concentrações ambientais de $MP_{2,5}$ de três estações de qualidade do ar da CETESB e as concentrações médias horárias de $MP_{2,5}$ e BC medidas nos experimentos de ônibus, carro e metrô. As correlações em negrito são significativas (p -valor $<0,05$).

4.6 Tempo médio de viagem e exposição

Dentre os meios de transporte, o menor tempo médio de viagem ocorreu no metrô com duração média de 21 ± 9 minutos, o segundo mais rápido foi o carro com duração média de viagem de 38 ± 17

minutos e o mais lento foi o ônibus com tempo médio de 50 ± 9 minutos. O tempo médio de viagem agrupado em transporte coletivo (incluindo ônibus e metrô juntos) ficou em 33 ± 17 minutos, bem menor do que a média reportada pela Pesquisa OD (SÃO PAULO, 2019) que foi de 67 minutos, mas que inclui o tempo de transferência dos passageiros. Nos dois períodos amostrados do dia, a rota mais rápida de metrô, em média, foi BUT (13 minutos nos dois períodos do dia) e a mais lenta ITA (manhã: 34 minutos/ noite: 30 minutos; Figura 30). De carro a rota mais lenta foi ITA com 54 ± 21 min de manhã e 55 ± 22 min à noite e a mais rápida foi TUC com 24 ± 6 min de manhã e 31 ± 8 min à noite. De ônibus a rota para TUC foi a mais lenta demorando em média 68 ± 2 min de manhã e 54 min a noite para ser completada, e a mais rápida foi BUT demorando 44 ± 6 min de manhã e 47 ± 12 min a noite.

BUT é a origem que tem maior renda média familiar mensal das quatro rotas (Tabela 5) e foi a mais rápida de ônibus e de metrô, e é também a origem que está mais próxima do local de destino. Já a rota mais carente em termos de renda média familiar mensal, ITA, foi a rota mais lenta de carro apesar de ser a origem com menor porcentagem da população que usa o carro como principal meio de transporte, apenas 26%, contra 29% que usam preferencialmente o ônibus e 24% que se deslocam preferencialmente a pé (Tabela 5). Nessa rota tem-se o corredor de ônibus da Radial Leste e apenas uma faixa livre para carros e motos em alguns trechos, o que aumenta consideravelmente o congestionamento no percurso.

Estimou-se a exposição média diária de um típico passageiro a partir da soma da *Exp* do período da manhã e da noite simulando o movimento de ida e volta ao trabalho. A Figura 30b,c mostra os resultados para esses cálculos em cada meio de transporte, rota e período do dia. A maior exposição média de BC por viagem calculada aconteceu nas rotas TUC e BUT de ônibus durante o horário de pico da manhã ($Exp \cong 9$ μg) e no período da noite foi novamente a rota TUC ($Exp = 6,5$ μg). Para $\text{MP}_{2,5}$, a maior exposição ocorreu na rota JAB no metrô ($Exp = 30,6$ μg) e a segunda maior de ônibus na rota TUC ($Exp = 21,9$ μg) ambos no horário de pico da manhã. No período da noite a maior exposição foi calculada na rota JAB de ônibus ($Exp = 15,5$ μg).

Nas quatro rotas amostradas, a maior exposição total de BC (a soma das exposições nos dois horários de pico do dia medidos) foi sempre maior no ônibus quando comparado ao metrô e ao carro (Figura 30). Já para $\text{MP}_{2,5}$, isso só é verdade nas rotas BUT e TUC (Figura 30). A maior exposição total em ITA ocorreu no percurso de carro ($Exp_{total} = 25,3$ μg) e em JAB no metrô ($Exp_{total} = 37,8$ μg). A partir dessa análise vemos que o tempo de duração médio da viagem (Figura 30a) tem um papel fundamental na *Exp* calculada em cada meio de transporte e rota.

No período da manhã, na maioria dos casos, houve a ocorrência de exposições que o período da noite e, portanto, apresentou a maior contribuição na exposição total diária (Figura 30). As rotas TUC e JAB de carro, por exemplo, não seguiram essa tendência para os dois poluentes. Apesar da concentração média de manhã ter sido maior que a da noite nesses dois casos, por causa da duração média da viagem no horário

de pico da noite ter sido maior em 7 e 11 minutos, respectivamente, do que o da manhã, a exposição por viagem ficou maior no período da noite. No caso da rota ITA de metrô para $MP_{2,5}$, a exposição média a noite foi quase duas vezes maior que o da manhã, mas nesse caso, das 6 viagens amostradas à noite, 2 foram em metrôs com janelas abertas, o que acabou aumentando a concentração média da rota como um todo conforme discutido na seção 4.5.3.

Obviamente as exposições estimadas para o $MP_{2,5}$ são maiores do que para BC, já que as primeiras incluem o BC em sua composição, mas, a exposição de $MP_{2,5}$ foi 1,7, 2,6 e 8,1 vezes maior que a de BC no ônibus, carro e metrô, respectivamente, indicando menores frações de BC no metrô e maiores no ônibus conforme já discutido na seção 4.4. Um fato importante a ser destacado aqui é que não necessariamente a maior exposição de $MP_{2,5}$ indica que o efeito deletério à saúde seja maior. A composição química do material particulado é determinante na sua toxicidade.

PARK *et al.* (2018) fizeram um estudo sobre a toxicidade de partículas finas produzidas a partir de várias fontes de combustão (motor diesel, motor a gasolina, queima de biomassa e de carvão) e fontes de não combustão (poeira de estrada, aerossóis de spray marinho, sulfato de amônio, nitrato de amônio e aerossóis orgânicos secundários). Eles utilizaram diversos parâmetros biológicos e químicos para ranquear as fontes quanto a sua toxicidade, e a maior pontuação de toxicidade foi obtida para partículas de exaustão de motores a diesel, seguidas por de motores a gasolina, partículas de queima de biomassa, partículas de combustão de carvão e por fim a poeira de estrada. Esses resultados sugerem que partículas finas relacionada ao tráfego possuem efeitos tóxicos maiores que de outras fontes.

NGOC *et al.* (2020) investigaram os componentes, características e toxicidade do MP coletado em estações subterrâneas em Seul (Coreia), e constataram que os óxidos de ferro originados da fricção freio-roda e freio-trilho, representaram até 48% (57,6%) dos principais componentes da massa de $MP_{2,5}$ (MP_{10}). Eles também sintetizaram óxidos de ferro em laboratório semelhantes aos encontrados no MP e descobriram que eles têm efeitos muito tóxicos em células de câncer cervical humano e embriões de peixe-zebra, especificamente na redução da proliferação e sobrevivência celular e inibindo o desenvolvimento de embriões após exposição prolongada. Considera-se que esses óxidos de ferro contribuíram para a toxicidade e efeitos nocivos do MP, resultando em danos significativos ao DNA devido à sua capacidade de produzir espécies altamente reativas de oxigênio e, portanto, efeitos deletérios no corpo humano (NGOC *et al.*, 2020).

KARLSSON; NILSSON; MO (2005) compararam a capacidade de partículas inaláveis (MP_{10}) de uma estação de metrô e de uma rua urbana muito movimentada em danificar o DNA (genotóxicas) e induzir estresse oxidativo em células pulmonares humanas. Eles descobriram que as partículas do metrô eram aproximadamente oito vezes mais genotóxicas e quatro vezes mais propensas a causar estresse oxidativo nas células pulmonares, e identificaram que a capacidade oxidativa das partículas do metrô vinha das reações de oxidação-redução de metais sólidos ativos como o ferro na forma de magnetita (Fe_3O_4). No

estudo de MINGUILLÓN *et al.* (2018) observou-se que os elementos químicos com maiores efeitos deletérios a saúde foram em maior parte (> 60%) atribuídos à fontes relacionadas ao metrô (MINGUILLÓN *et al.*, 2018).

Com tudo isso, apesar da exposição de $MP_{2,5}$ ter sido em média menor no metrô graças ao menor tempo de duração médio da viagem, a reatividade e toxicidade das partículas do metrô são motivo de preocupação, e podem superar os efeitos negativos de uma exposição maior nos meios e transporte de ônibus e de carro. Um estudo avaliando a toxicidade das partículas de $MP_{2,5}$ deveria ser feita para melhor determinar os efeitos na saúde. Assim, devido a essa incerteza dos efeitos na saúde das exposições de $MP_{2,5}$, e considerando que alguns estudos sugerem que o BC é um melhor indicador de qualidade do ar do que o $MP_{2,5}$ e MP_{10} para avaliar os riscos à saúde em atmosferas dominadas por partículas de combustão primária (JANSSEN *et al.*, 2012, 2011), o metrô foi o meio de transporte que ofereceu menos risco à saúde em termos de poluição do ar para a população de São Paulo nas quatro rotas avaliadas, e o ônibus foi o que ofereceu mais risco.

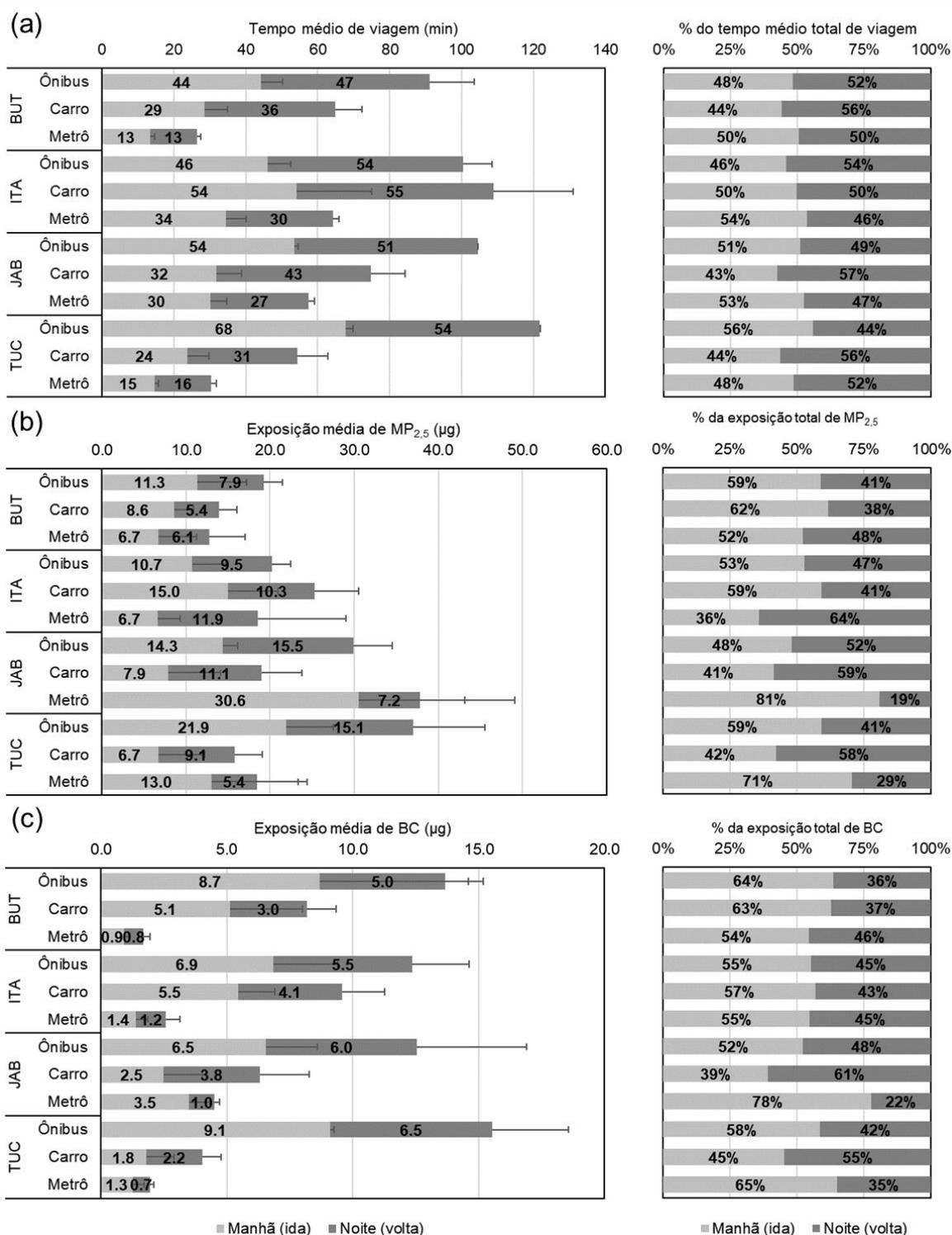


Figura 30 – (a) Tempo médio de viagem (min) e porcentagem do tempo médio total de viagem (%) por período do dia; (b) exposição média de MP_{2,5} (µg) e porcentagem da exposição total de MP_{2,5} (%) por período do dia; (c) exposição média de BC (µg) e porcentagem da exposição total de BC (%) por período do dia. As médias foram agrupadas em rotas, meio de transporte e período do dia. A barra de erros indica o desvio padrão da média.

5. EXPOSIÇÃO DOS CICLISTAS

5.1 Diferenças gerais nas concentrações medidas

A Tabela 11 apresenta os valores da média aritmética, desvio padrão (DP) e mediana de $MP_{2,5}$ e BC medidas de bicicleta em São Paulo. Novamente, apesar das concentrações de $MP_{2,5}$ e BC não apresentarem distribuição normal (APÊNDICE A – Testes de normalidade), inclui-se a média como medida de tendência central nos resultados e análises para possibilitar a comparação com outros estudos. Em geral, a concentração média (\pm desvio padrão) medida durante o experimento com bicicleta na cidade de São Paulo foi de $13 \pm 13 \mu\text{g m}^{-3}$ para o $MP_{2,5}$ e de $5,5 \pm 7,4 \mu\text{g m}^{-3}$ para BC. Comparando com medições de bicicleta realizadas em outras cidades, a concentração de BC ficou próxima da média de $4,7 \mu\text{g m}^{-3}$ observada em Londres e cerca de três vezes maior que a observada em Rotterdam ($1,7 \mu\text{g m}^{-3}$) em um estudo com a mesma metodologia utilizada em São Paulo (BRAND *et al.*, 2019). Em Barcelona a concentração média observada por DE NAZELLE *et al.* (2012) durante o deslocamento de bicicleta foi de $8,5 \mu\text{g m}^{-3}$ e em Shanghai de $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$ por LI *et al.* (2015), 1,5 e 1,2 vezes, respectivamente, maior que o medido em São Paulo.

Em São Paulo, EMYGDIO (2021) coletou amostras de MP_{10} a partir de um amostrador portátil de baixo volume chamado de MiniVol (Airmetrics) em filtros de policarbonato e encontrou uma concentração média de $4,1 \mu\text{g m}^{-3}$ de BC. As medidas foram feitas em uma estação estacionária na região oeste da cidade entre maio de 2017 e abril de 2018, mesma época em que foram feitas as medidas de bicicleta (fevereiro de 2018). Considerando a concentração medida por EMYGDIO (2021) mais próxima da concentração de fundo, definida por TCHEPEL *et al.* (2010), ou seja, a concentração ambiente que não é afetada por fontes locais de emissão de BC, os ciclistas de São Paulo estão expostos a concentrações pelo menos 33% maiores nas ruas próximo da fonte de exaustão dos carros e ônibus enquanto se locomovem.

Conforme observado na Tabela 11, a rota ANH1 apresentou a maior concentração média de BC ($10,8 \mu\text{g m}^{-3}$) que foi mais de três vezes maior que a média na rota IBI2 ($3,2 \mu\text{g m}^{-3}$) e quase o dobro das outras quatro rotas. Para $MP_{2,5}$, a rota ANH1 também apresentou maior concentração média ($20 \mu\text{g m}^{-3}$). Nos três pares de OD, as rotas principais tiveram concentrações mais altas que as rotas alternativas para os dois poluentes estudados. O teste de Kruskal-Wallis indicou que há diferença significativa entre as rotas, e o teste de Dunn indicou que nas rotas do mesmo par de OD, as diferenças foram significativas. As variações entre as rotas refletem diferenças na composição e no volume do tráfego experimentado pelo ciclista e na configuração da rota em termos de influência de ambientes construídos na dispersão dos poluentes, por

exemplo, uma rua com construções mais baixas possui um potencial de dispersão maior do que em ruas mais estreitas e com construções muito altas, ou parques com áreas verdes mais extensas.

Os resultados desse trabalho sugerem que os níveis de concentração de BC estão mais associados ao número de veículos à diesel circulando em cada rota, principalmente porque as rotas principais, que passavam pelas ruas onde circulam ônibus, tiveram concentrações médias maiores do que as rotas alternativas. A emissão veicular é a principal fonte de poluição do ar em uma área urbana como a Região Metropolitana de São Paulo, que possui uma frota circulante de mais de 7 milhões de veículos e destes mais de 33.000 são ônibus urbanos movidos à diesel (CETESB, 2021). A maioria dos ônibus e caminhões em São Paulo são movidos a diesel com 7% de mistura de biodiesel (KUMAR *et al.*, 2016), e o uso de biodiesel diminui a emissão de monóxido de carbono, hidrocarbonetos e partículas (GOLDEMBERG, 2007), mas ainda sim poluem mais que a queima de álcool e gasolina.

Tabela 11 – Estatísticas descritivas mostrando a disponibilidade de dados, média aritmética, desvio padrão (DP) e a mediana das concentrações dos poluentes MP_{2,5} e BC por rotas e período do dia. Viagens = número de viagens de ida; n = número de dados (média de 10 s).

	Disponibilidade de dados			MP _{2,5} (µg m ⁻³)		BC (µg m ⁻³)	
	Viagens	nMP _{2,5}	nBC	Média (DP)	Mediana	Média (DP)	Mediana
Bicicleta	70	12052	12052	13 (13)	8	5,5 (7,4)	2,9
Rotas							
ANH1	12	1167	1167	20 (10) ^A	20	10,8 (11,6) ^A	7,3
ANH2	12	1858	1858	18 (10) ^A	15	5,4 (7,0) ^A	3,4
FLI1	12	1947	1947	17 (18) ^B	8	6,3 (7,2) ^B	2,8
FLI2	10	2153	2153	13 (14) ^B	7	5,7 (8,0) ^B	2,4
IBI1	12	2437	2437	10 (9) ^C	6	4,6 (4,9) ^C	3,5
IBI2	12	2490	2490	7 (10) ^C	5	3,2 (5,2) ^C	1,8
Teste de Kruskal-wallis (significativo com p < 0,05)				p < 0,001		p < 0,001	
Período							
Manhã	22	3732	3732	20 (17) ^{A,B}	13	8,5 (8,8) ^{A,B}	6,3
Tarde	24	4262	4262	12 (9) ^{A,C}	8	4,2 (6,2) ^A	2,3
Noite	24	4058	4058	9 (10) ^{B,C}	6	4,2 (6,4) ^B	2,2
Teste de Kruskal-wallis (significativo com p < 0,05)				p < 0,001		p < 0,001	

NOTA: O teste de Kruskal-wallis e o teste de Dunn foram calculados a partir das medianas de cada viagem. Pares com a mesma letra sobrescrita foram significativamente diferentes com p-valor < 0,05.

5.2 Diferenças entre as rotas e os períodos do dia

Maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ e BC foram encontradas durante o período da manhã (Tabela 11). O período da noite apresentou a menor média de $MP_{2,5}$ entre os períodos ($9 \mu\text{g m}^{-3}$). Para o BC, o período da tarde e da noite apresentaram a mesma média de concentração ($4,2 \mu\text{g m}^{-3}$), mas a mediana foi levemente maior no período da tarde. O teste de Kruskal-Wallis indicou que o período do dia altera significativamente a exposição dos ciclistas para os dois poluentes, e o teste de Dunn confirmou que há diferença significativa entre as concentrações medidas de manhã-tarde, manhã-noite e tarde-noite para $MP_{2,5}$ e BC, exceto entre tarde e noite para BC.

Utilizou-se GLMs nos dados de BC para testar a associação entre a rota principal e a rota alternativa em diferentes períodos do dia ajustadas pela densidade de ruas, distância a áreas verdes e distância à corpos hídricos. As estimativas dos efeitos estão na Tabela 12. A rota principal (ANH1, IBI1 e FLI1) durante o período da manhã foi utilizada como referência. Os modelos indicaram que ao pedalar no período da tarde em vez de manhã, a concentração de BC diminuiu $6,0$, $1,0$ e $5,9 \mu\text{g m}^{-3}$ nas rotas ANH1, IBI1 e FLI1, respectivamente, e ao pedalar no pico da noite, a concentração diminuiu em $6,6$, $2,1$ e $5,5 \mu\text{g m}^{-3}$ em relação à de manhã. De manhã, pedalar na rota alternativa em vez da rota principal reduziu a concentração em $3,4$ e $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$ nas rotas ANH2 e IBI2, respectivamente, mas aumentou a concentração em $3,0 \mu\text{g m}^{-3}$ em FLI2. Os modelos também estimaram o efeito da interação entre a rota e o período do dia. Para o par de OD ANH, a interação da rota alternativa com o período da tarde e da noite aumentou a concentração em $0,9$ e $1,8 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Para o par de OD FLI o fator de interação foi negativo entre a rota alternativa e os dois períodos do dia ($-2,3$ e $-2,8 \mu\text{g m}^{-3}$), e no par de OD IBI o fator de interação foi negativo entre a rota alternativa e o período da tarde ($-0,4 \mu\text{g m}^{-3}$) e positiva com o da noite ($0,8 \mu\text{g m}^{-3}$). O fator de interação entre a rota alternativa e o período da tarde nos pares ANH e IBI não foram estatisticamente significativos.

Com relação às variáveis de controle utilizadas no ajuste dos GLMs (Tabela 12), o efeito estimado pelo modelo foi muito pequeno e todos os valores ficaram próximos de zero, ou seja, apesar do impacto de algumas variáveis controle terem sido significativos ($p\text{-valor} < 0,001$), elas não tiveram impacto relevante em valores absolutos na predição das concentrações de BC nos três pares de OD estudados em São Paulo. Ao se comparar os resultados do modelo ajustado e não ajustado pelas variáveis controle (Tabela 19 do APÊNDICE C – Modelos Lineares Generalizados), em termos de significância do efeito do período do dia e tipo de rota, os resultados dos modelos ajustado e não ajustado são idênticos, as estimativas pouco se alteram e as significâncias continuam as mesmas. A densidade de ruas, por exemplo, é uma medida que não refletiu a variação temporal e espacial dos fluxos de veículos. Ou seja, em São Paulo, as variáveis controle escolhidas não fizeram efeito na concentração de BC.

As Tabela 13 e Tabela 14 mostram comparações relativas entre as concentrações médias de BC medidas nos diferentes períodos do dia na mesma rota e entre a rota alternativa e a principal no mesmo período do dia calculadas a partir de resultados dos GLMs ajustados. Na maioria dos casos, a rota alternativa

apresentou concentrações médias significativamente mais baixas do que as concentrações na rota principal (p-valor <0,001; Tabela 13), salvo algumas exceções. O par de OD de FLI, por exemplo, apresentou médias significativamente maiores na rota alternativa durante a manhã (38%; p-valor < 0,001) e à tarde (34%; p-valor <0,001) (Tabela 13). Em valores absolutos, a concentração na rota alternativa foi 1,6 $\mu\text{g m}^{-3}$ maior no período da manhã e 0,8 $\mu\text{g m}^{-3}$ maior à tarde que na rota principal. A maior média na rota alternativa do que na principal aconteceu provavelmente pois a rota FLI2 possui dois trechos com tráfego bastante intenso apesar da maior parte de sua extensão ser por ruas de bairro mais arborizadas. Chegando próximo ao destino, a rota FLI2 passa ao longo da Av. Dr. Arnaldo, uma das maiores avenidas da região, e com intenso tráfego de veículos, inclusive com um corredor de ônibus. Próximo da origem da rota, na estação Faria Lima do metrô, também se observa um intenso tráfego de veículos na Av. Faria Lima incluindo uma faixa de ônibus. Na Figura 31 pode-se observar as concentrações mais elevadas nesses trechos mencionados.

Tabela 12 – Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado pelas variáveis controle de distância a corpos hídricos, distância de áreas verdes e densidade de ruas. Estimativa (Est.) e Erro padrão (SE) são referentes à concentração de BC em $\mu\text{g m}^{-3}$.

São Paulo	ANH			IBI			FLI		
	Est. ($\mu\text{g m}^{-3}$)	SE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	p-valor	Est. ($\mu\text{g m}^{-3}$)	SE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	p-valor	Est. ($\mu\text{g m}^{-3}$)	SE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	p-valor
Referência	12,1	0,4	0,000	2,8	0,1	0,000	7,8	0,4	0,000
<i>Período</i>									
Tarde	-6,0	0,4	0,000	-1,0	0,2	0,000	-5,9	0,3	0,000
Noite	-6,6	0,4	0,000	-2,1	0,1	0,000	-5,5	0,3	0,000
<i>Rota</i>									
Alternativa	-3,4	0,3	0,000	-1,0	0,1	0,000	3,0	0,5	0,000
<i>Interação</i>									
Rota alternativa, Tarde	0,9	0,4	*	-0,4	0,2	*	-2,3	0,5	0,000
Rota alternativa, Noite	1,8	0,4	0,000	0,8	0,1	0,000	-2,8	0,5	0,000
<i>Controles</i>									
Distância a corpos hídricos ¹	0,000	0,001	*	0,007	0,000	0,000	0,008	0,001	0,000
Distância a áreas verdes ¹	-0,003	0,003	*	-0,013	0,001	0,000	-0,021	0,003	0,000
Densidade de ruas ¹	-0,015	0,003	0,000	0,000	0,001	*	-0,024	0,004	0,000

¹ As variáveis controle foram padronizadas à 10 m, ou seja, um aumento de 10 m aumenta/diminui a concentração de BC pela Est.
*: não significativo (p-valor >0,001)

Nas rotas principais, as concentrações médias de BC nos trajetos da manhã foram maiores do que as da noite e da tarde (p-valor < 0,001; Tabela 14). Comparando o horário noturno com o vespertino, a concentração média durante o pico da noite foi significativamente maior do que durante as viagens à tarde na rota FLI1 (21%; p-valor < 0,001) e significativamente menor em IBI1 (-62%; p-valor < 0,001). Nas rotas alternativas, as concentrações médias de BC foram significativamente maiores no pico da manhã

quando comparadas ao pico da tarde ou da noite (p-valor < 0,001) (Tabela 14). A diferença média entre as viagens noturnas e vespertinas não foi significativa em IBI2 e FLI2, (p-valor >0,001), exceto na rota ANH2 em que as concentrações no pico noturno foram significativamente maiores que as viagens vespertinas (8%; p-valor <0,001) (Tabela 14).

Tabela 13 – Comparações entre as concentrações médias de *Black Carbon* (BC) medidas nas rotas alternativa (2) e a rota principal (1) no experimento de bicicleta calculadas a partir dos resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado.

		Par de OD		
Período	Comparação	ANH	IBI	FLI
Manhã	(2) – (1)	-28%▼	-35%▼	38%●
Tarde	(2) – (1)	-41%▼	-78%▼	34%●
Noite	(2) – (1)	-30%▼	-31%▼	*

▼ concentração na rota principal (1) é maior do que na rota alternativa (2)
 ● concentração na rota alternativa (2) é maior que na rota principal (1)
 * a diferença não foi significativa (p-valor>0,001)

Tabela 14 – Comparações entre as concentrações médias de *Black Carbon* (BC) medidas nos diferentes períodos do dia na mesma rota no experimento de bicicleta calculadas a partir de resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado.

		Par de OD		
Rotas	Comparação	ANH	IBI	FLI
Principal (1)	AP – MP	-49%▼	-35%▼	-75%▼
	EP – MP	-54%▼	-76%▼	-70%▼
	EP – AP	*	-62%▼	21%●
Alternativa (2)	AP – MP	-59%▼	-78%▼	-76%▼
	EP – MP	-55%▼	-74%▼	-76%▼
	EP – AP	8%●	*	*

▼ concentração média de BC no período da manhã foi maior que no período da tarde, ou maior no período da manhã do que a noite, ou maior no período da tarde do que a noite.

● concentração média de BC no período da manhã foi menor que no período da tarde, ou menor no período da manhã do que a noite, ou menor no período da tarde do que a noite.

* a diferença não foi significativa (p-valor>0,001)

5.3 Fatores determinantes na exposição ao MP_{2,5} e BC

A Figura 31 mostra a variação espacial da concentração média de MP_{2,5} e BC nas rotas de selecionadas para os trajetos de bicicleta. *Hotspots* de MP_{2,5} e BC – áreas com maior concentração de poluentes atmosféricos do que em seus arredores (BRAND *et al.*, 2019; GOEL; KUMAR, 2014; TARGINO *et al.*, 2016) – eram esperados nas rotas em direção ao centro da cidade. Em São Paulo, as rotas principal e alternativa do par de OD ANH, que liga a Av. Paulista ao centro da cidade, apresentaram os valores médios mais elevados de MP_{2,5} e BC dentre as rotas (Tabela 11). Maiores médias podem indicar uma maior frequência de *hotspots* ao longo da rota, conforme visto na Figura 31 nas áreas onde os segmentos de rua têm coloração vermelha. Nas demais rotas, nenhuma apresentou um gradiente de concentração crescente bem definido em direção à Av. Paulista (Figura 31), sugerindo que as concentrações de BC medidas foram amplamente influenciadas pelas condições de tráfego locais que o ciclista estava experimentando. Investigou-se alguns fatores que influenciam a exposição dos ciclistas em São Paulo como por exemplo a proximidade do ciclista com cruzamentos de ruas sinalizadas com semáforo, e o tipo de infraestrutura cicloviária em que o ciclista está pedalando (ciclovía, ciclofaixa, rua ou dentro de um parque urbano).

Estudos anteriores mostraram que locais próximos à semáforos e a interseções de tráfego apresentam concentrações elevadas de MP (KUMAR; GOEL, 2016; WANG *et al.*, 2008). Para a análise desse aspecto, separou-se os dados de MP_{2,5} e BC em dois grupos: o primeiro em que o ciclista estava perto do semáforo (< 50 m de distância de um semáforo) e o segundo em que o ciclista estava longe do semáforo (> 50 m de distância de um semáforo) a partir dos dados de localização pelo GPS. A Tabela 15 e a Figura 32 apresentam os resultados da análise que mostra que a média e a mediana da concentração de MP_{2,5} e de BC próximo dos semáforos (média de MP_{2,5} = 14 µg m⁻³ e BC = 6,2 µg m⁻³) são maiores do que quando o ciclista está longe do semáforo (média de MP_{2,5} = 13 µg m⁻³ e BC = 5,0 µg m⁻³), e a diferença entre os grupos é estatisticamente significativa segundo o teste de Mann-Witney. Em todas as rotas o grupo mais próximo dos semáforos apresentou maior concentração média e mediana para os dois poluentes com exceção das rotas ANH2 para MP_{2,5} e FLI1 para BC. Isso pode ter acontecido porque a rota FLI1 era a única das rotas principais que não tinha linhas de ônibus circulando na mesma rua que o ciclista na maior parte do trajeto, reduzindo a concentração de BC nos cruzamentos. Já na rota ANH2, segundo relatos dos pesquisadores de campo, aconteceram muitos casos em que a rua estava congestionada e o ciclista frequentemente ultrapassava os carros parados e até alguns semáforos fechados. Na Figura 31 observa-se na Av. Paulista e na Rua Artur de Azevedo, principalmente, segmentos de rua mais poluídos para MP_{2,5} e para BC em diversas interseções de ruas normalmente na presença de um semáforo. As rotas principais

(Figura 31) tiveram claramente uma maior concentração de $MP_{2,5}$ e de BC, devido a ruas mais movimentadas e congestionadas do que nas rotas alternativas (Figura 31; Tabela 11).

Analisou-se também a exposição do ciclista em relação à infraestrutura cicloviária da cidade de São Paulo. Dividiu-se as rotas escolhidas em 4 grupos: (i) Ciclofaixa: parte da rua, calçada ou canteiro, com sinalização, destinada à circulação exclusiva de bicicleta; (ii) Ciclovia: pista de uso exclusivo de bicicletas, com segregação física do tráfego comum; (iii) Rua: via compartilhada com veículos motorizados, bicicletas e outros ciclos, e (iv) Parque Ibirapuera: pista de caminhada compartilhada entre pedestres e bicicletas dentro do parque. O resultado da análise está na Tabela 16 e Figura 33, onde as maiores concentrações média e mediana ocorreram no grupo Rua para $MP_{2,5}$ (média de $MP_{2,5} = 14 \mu\text{g m}^{-3}$) e na Ciclovia para BC (média de $BC = 7,0 \mu\text{g m}^{-3}$). O teste de Kruskal-Wallis confirmou que os grupos são significativamente diferentes e o teste de Dunn que todos os pares de infraestrutura cicloviária são diferentes entre si para os dois poluentes. As Ciclofaixas com as maiores médias e medianas de $MP_{2,5}$ e BC foram a Ciclofaixa da Praça da República/São Luís ($MP_{2,5} = 22 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC = 11,2 \mu\text{g m}^{-3}$) e a Ciclofaixa da Consolação ($MP_{2,5} = 19 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC = 11,2 \mu\text{g m}^{-3}$), ambas localizadas nas rotas do par de OD do ANH, que liga o centro da cidade à Av. Paulista. A menor concentração média de $MP_{2,5}$ ocorreu na Ciclofaixa da Rua Honduras na rota FLI2 ($MP_{2,5} = 7 \mu\text{g m}^{-3}$) e para BC na Ciclofaixa Rafael de Barros ($BC = 2,4 \mu\text{g m}^{-3}$) na rota IBI1. Dentre as ciclovias, a maior média de $MP_{2,5}$ e de BC ocorreu na Ciclovia da Faria Lima na rota FLI2 ($MP_{2,5} = 16 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC = 8,1 \mu\text{g m}^{-3}$) seguida da Ciclovia da Paulista na IBI1 ($MP_{2,5} = 12 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC = 6,6 \mu\text{g m}^{-3}$).

Na Tabela 16 também se observa que a menor concentração média de $MP_{2,5}$ e BC ocorreu no trecho da rota IBI2 dentro do Parque Ibirapuera ($MP_{2,5} = 5 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC = 1,2 \mu\text{g m}^{-3}$). Na Figura 31 observa-se claramente que as concentrações médias espaciais de dentro da área do Parque Ibirapuera ($MP_{2,5} < 6 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC < 2,0 \mu\text{g m}^{-3}$) são menores que no seu entorno ($MP_{2,5} > 10 \mu\text{g m}^{-3}$; $BC > 4 \mu\text{g m}^{-3}$). BRAND *et al.* (2019) analisou o impacto de áreas verdes na concentração de BC medida por ciclistas no Hyde Park em Londres e eles observaram que quando o ciclista se aproxima da borda do parque, um aumento na concentração média de BC foi visto e a concentração média no interior do parque permaneceu abaixo de $3,0 \mu\text{g m}^{-3}$, cerca de um terço menor do que a concentração média da rota de bicicleta completa amostrada ($4,4 \mu\text{g m}^{-3}$). PATTINSON *et al.* (2017) mediram simultaneamente de bicicleta a concentração de partículas ultrafinas, monóxido de carbono e $MP_{2,5}$ em três distâncias diferentes da rua na área central de um parque na cidade de Christchurch (Nova Zelândia). Comparado à concentração medida na rua principal, eles observaram reduções nas concentrações dos poluentes de cerca de 20 a 30% na calçada à 7 m da rua e reduções ainda maiores de cerca de 40 a 50% a uma distância de 19 m da rua. Além da distância em relação ao tráfego que os parques possibilitam para que os pedestres e ciclistas circulem, a superfície da vegetação serve como área de deposição para que os poluentes atmosféricos sejam removidos da atmosfera

(ABHIJITH; KUMAR, 2019; JANHÄLL, 2015). Por exemplo, YIN *et al.* (2011) mediram a concentração de partículas fora e dentro de seis parques diferentes no distrito de Pudong em Xangai (China). Eles relataram uma redução de até 35% no total de partículas suspensas, em comparação com o medido fora dos parques. Os principais fatores observados para essa diminuição foram a densidade da vegetação e a distância do tráfego.

Os resultados dessa análise sugerem que, de maneira geral, os ciclistas de São Paulo que pedalam em ciclofaixas e ciclovias próximos ao tráfego de veículos não estão expostos a menores concentrações de $MP_{2,5}$ e BC assim como observado nos estudos de MACNAUGHTON *et al.* (2014) em Boston (Estados Unidos) e de APPARICIO *et al.* (2016) em Montreal (Canadá), mas os ciclistas que pedalam dentro do Parque Ibirapuera estão expostos à concentrações consideravelmente menores. A cidade de São Paulo tem investido na expansão da infraestrutura cicloviária nos últimos anos principalmente em ciclofaixas já que a sua construção traz menos gastos do que a construção de uma ciclovia, por exemplo. No entanto, em termos de segurança, o risco de sinistros em ruas compartilhadas com bicicleta e em ciclofaixas é muito maior, além da maior proximidade com a emissão dos veículos e a maior exposição. Assim, a expansão da infraestrutura cicloviária deveria priorizar a construção de ciclovias o mais longe possível de ruas com fluxo intenso de veículos como em parques ou em ruas menos movimentadas. Na impossibilidade de construção, ruas estratégicas poderiam ser interditadas para carros e tornadas de uso exclusivo para ciclistas em alguns horários do dia, principalmente de manhã quando a concentração dos poluentes é maior (APPARICIO *et al.*, 2016). Na infraestrutura cicloviária já existente, barreiras de vegetação entre o tráfego e o ciclista poderiam ser utilizadas. Existem evidências sobre a eficácia das barreiras vegetais na redução da exposição em ambientes próximos à rua (ABHIJITH; KUMAR, 2019) e tem a vantagem de ser uma solução baseada na natureza.

Tabela 15 – Resumo estatístico das concentrações de MP_{2,5} e BC medidas no experimento com bicicleta agrupados pela posição do ciclista em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), e pela posição do ciclista e rota de bicicleta amostrada.

		MP _{2,5} (µg m ⁻³)						BC (µg m ⁻³)					
	Posição do ciclista	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX
	> 50 m de um semáforo	0	5	8	13	16	157	0,0	1,4	2,6	5,0	6,1	95,7
	< 50 m de um semáforo	0	5	9	14	18	254	0,0	1,8	3,4	6,2	7,6	87,2
Rota	Posição do ciclista	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX
ANH1	> 50 m de um semáforo	4	13	19	20	25	110	0,0	3,8	6,6	9,9	11,8	88,2
	< 50 m de um semáforo	0	13	20	20	25	65	0,0	4,5	7,7	11,4	13,0	78,3
ANH2	> 50 m de um semáforo	0	12	16	18	21	127	0,0	2,3	3,2	5,0	6,1	95,7
	< 50 m de um semáforo	0	13	15	18	20	105	0,8	2,4	3,6	5,9	6,3	77,6
FLI1	> 50 m de um semáforo	0	6	8	17	17	67	0,0	1,5	3,1	6,4	10,6	56,3
	< 50 m de um semáforo	0	5	8	17	19	99	0,1	1,3	2,4	6,1	12,1	87,2
FLI2	> 50 m de um semáforo	0	5	6	13	13	83	0,0	1,2	2,3	5,4	7,7	78,1
	< 50 m de um semáforo	2	5	7	13	12	209	0,0	1,4	2,7	6,1	8,2	64,6
IBI1	> 50 m de um semáforo	0	4	6	9	12	51	0,3	1,6	3,1	4,2	5,3	36,4
	< 50 m de um semáforo	0	4	7	11	13	55	0,0	2,0	3,8	5,3	6,8	84,8
IBI2	> 50 m de um semáforo	0	4	5	7	8	157	0,0	1,0	1,5	2,8	2,6	82,9
	< 50 m de um semáforo	0	4	6	9	10	254	0,0	1,4	2,3	4,0	4,2	64,7

Tabela 16 – Resumo estatístico das concentrações de MP_{2,5} e BC medidas no experimento com bicicleta agrupados por infraestrutura cicloviária (Ciclovia, Ciclofaixa, Rua e Parque Ibirapuera), e por ciclovias e ciclofaixas específicas.

		MP _{2,5} (µg m ⁻³)						BC (µg m ⁻³)					
Infraestrutura cicloviária		MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX
Ciclofaixa		0	4	8	13	19	254	0,0	1,4	2,7	5,7	6,8	95,7
Ciclovia		0	6	8	13	14	133	0,0	3,0	5,1	7,0	8,6	63,9
Parque Ibirapuera		2	3	4	5	7	19	0,5	0,8	0,9	1,2	1,5	7,4
Rua		0	5	9	14	17	209	0,0	1,7	2,9	5,4	6,5	90,9
Ciclovias e Ciclofaixas específicas		MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX	MIN	P25	P50	MÉDIA	P75	MAX
Ciclofaixa Artur Azevedo		2	5	7	16	12	99	0,1	1,1	1,8	4,6	4,5	87,2
Ciclofaixa Consolação		0	10	18	19	25	89	0,0	4,7	7,8	11,2	13,5	86,3
Ciclofaixa Dr. Braulio Gomes/Sete de Abril		7	13	17	19	23	38	1,4	2,3	3,1	4,3	5,8	51,2
Ciclofaixa Honduras		2	4	5	7	8	254	0,6	1,2	1,7	2,6	2,9	21,6
Ciclofaixa João Moura		3	5	5	11	7	40	0,7	1,1	1,4	3,2	3,0	54,5
Ciclofaixa Manuel Nóbrega		2	3	4	8	10	29	0,4	1,2	2,1	2,6	3,1	29,2
Ciclofaixa Praça da República/São Luís		6	13	18	22	24	105	0,0	2,7	4,1	11,2	9,3	95,7
Ciclofaixa Rafael de Barros		2	3	4	9	12	36	0,3	0,9	1,6	2,4	3,4	14,6
Ciclovia Faria Lima		3	6	8	16	14	114	0,1	2,8	4,7	8,1	10,5	63,9
Ciclovia Paulista		0	5	8	12	14	133	0,0	3,0	5,1	6,6	8,2	63,5

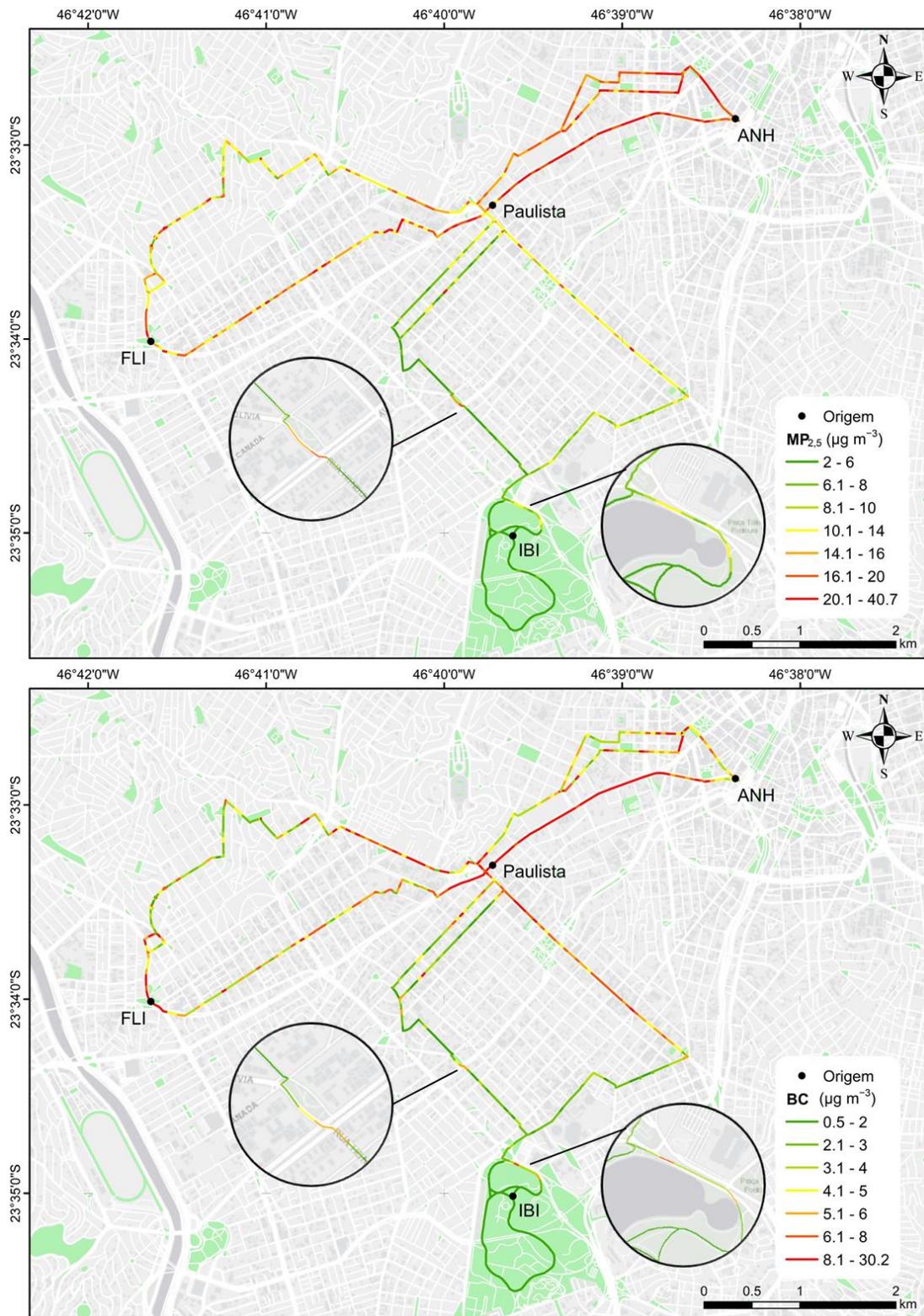


Figura 31 – Distribuição espacial da concentração média de $MP_{2.5}$ e BC ($\mu g m^{-3}$) em São Paulo nas seis rotas selecionadas. As médias espaciais foram calculadas para cada segmento de rua de aproximadamente 50 m de

comprimento. As áreas circuladas indicam os *hotspots* referidos no texto.

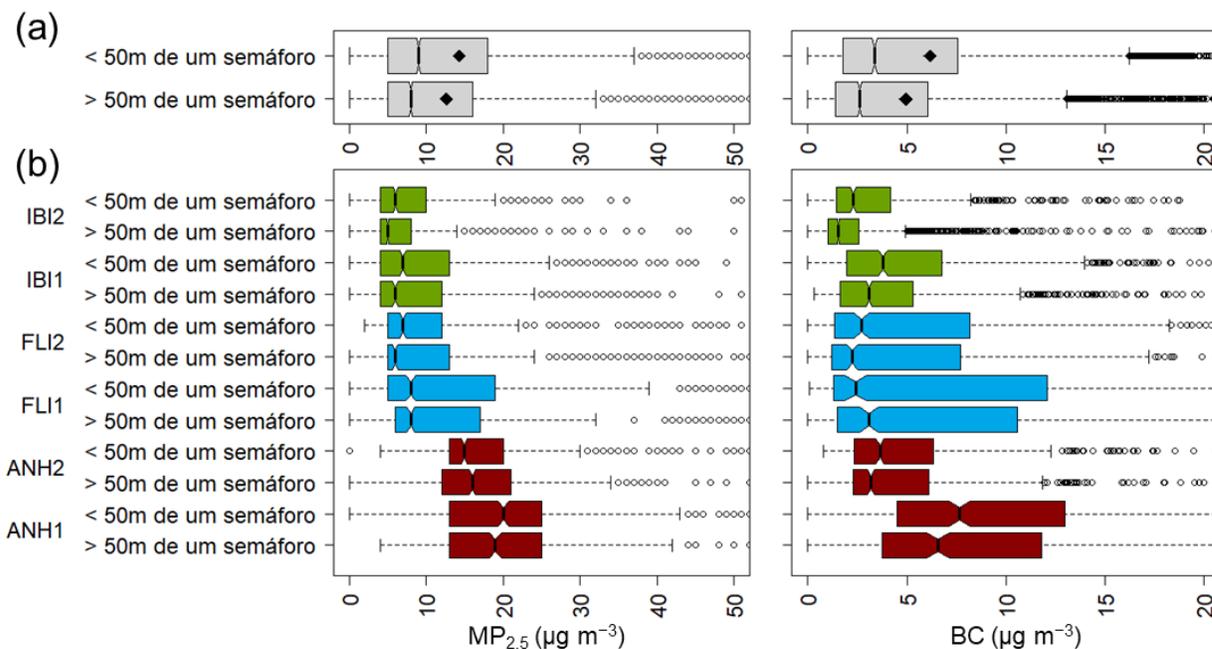


Figura 32 – *Boxplots* de $MP_{2,5}$ (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento com bicicleta agrupados em: (a) posição do ciclista em relação ao semáforo (< 50 m de distância de um semáforo ou > 50 m de distância de um semáforo), (b) posição do ciclista e rota de bicicleta amostradas. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam $1,5 \times$ o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*.

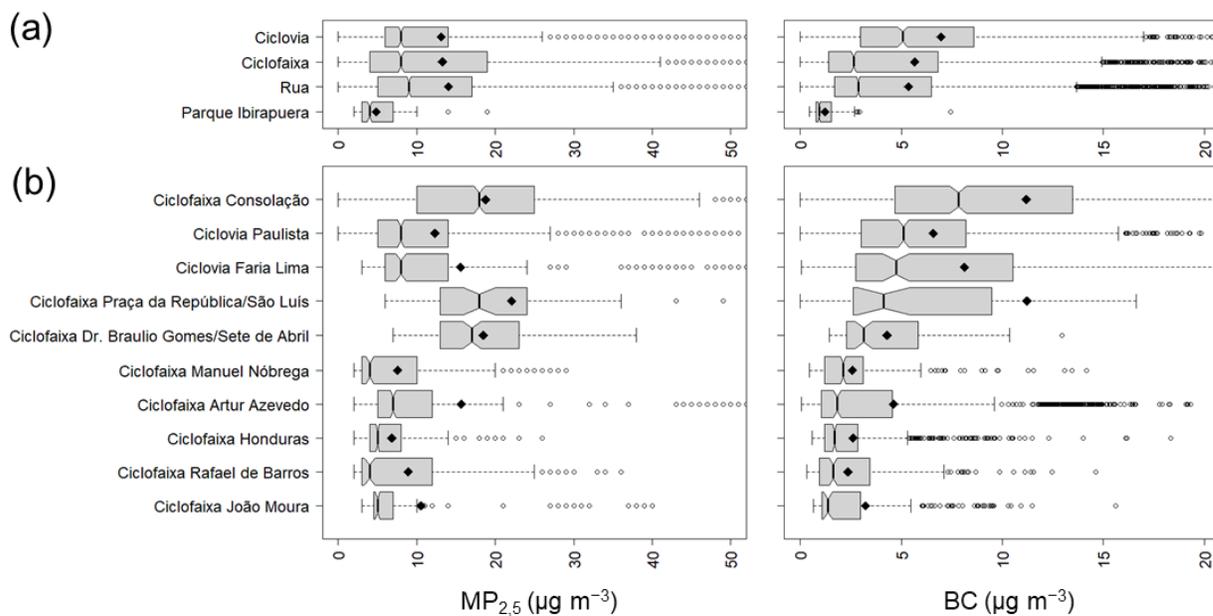


Figura 33 – *Boxplots* de $MP_{2,5}$ (esquerda) e de BC (direita) medidas no experimento com bicicleta agrupados em: (a) infraestrutura cicloviária (Ciclovia, Ciclofaixa, Rua e Parque Ibirapuera), (b) ciclovias e ciclofaixas específicas. O limite inferior e superior da caixa representa os percentis 25 e 75, respectivamente, a linha central a mediana, o diamante representa a média aritmética, os limites superiores e inferiores fora da caixa representam $1,5 \times$ o intervalo interquartil e os círculos são os *outliers*.

5.4 Tempo médio de viagem e exposição

Dentre todas as rotas de bicicleta monitoradas, o menor tempo médio de viagem ocorreu na rota principal do Anhangabaú (ANH1) com duração média de 16 ± 6 minutos, o segundo mais rápido foi a rota alternativa (ANH2) com duração média de viagem de 26 ± 4 minutos. A rota mais lenta foi a rota alternativa da Faria Lima (FLI2) com tempo médio de 36 ± 6 minutos. Na maior parte das viagens, as rotas principais foram mais rápidas do que as alternativas nos três pares de OD (Figura 34 e Tabela 17). O tempo médio de viagem nos horários de pico da manhã e da noite foram bem próximos com exceção de FLI1 em que à noite o tempo médio foi cerca de 8 minutos mais rápido que de manhã e IBI1 em que o tempo médio foi 7 minutos mais rápido à noite (Figura 34 e Tabela 17).

Tabela 17 – Média e desvio padrão (DP) do tempo de viagem (min) por rota e período do dia., comprimento da rota (km) e a velocidade média (m/s) da rota.

Rota	Tempo médio de viagem (min)				Comprimento (km)	Velocidade média (m/s)
	Todos os períodos	Manhã	Tarde	Noite		
	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)		
ANH1	16 (6)	15 (6)	19 (8)	15 (4)	2,6	2,7
ANH2	26 (4)	24 (6)	29 (4)	25 (2)	3,6	2,3
FLI1	27 (7)	32 (10)	25 (4)	24 (5)	3,8	2,3
FLI2	36 (6)	35 (1)	36 (7)	36 (6)	5,6	2,6
IBI1	34 (18)	29 (4)	36 (4)	36 (33)	5,8	2,9
IBI2	35 (4)	37 (5)	33 (4)	34 (3)	6,4	3,1

Na Figura 34 observa-se a exposição média de $MP_{2,5}$ e BC calculada por rota e período do dia. As maiores exposições de $MP_{2,5}$ ($D_{pot} = 35,3 \mu\text{g}$) e BC ($D_{pot} = 6,0 \mu\text{g}$), no período da manhã, ocorreram na rota FLI2. No período da noite, a maior exposição foi encontrada em ANH2 para $MP_{2,5}$ ($D_{pot} = 11,4 \mu\text{g}$) e novamente em FLI2 para BC ($D_{pot} = 2,3 \mu\text{g}$). Já as menores exposições ocorreram em IBI1 para $MP_{2,5}$ ($D_{pot} = 6,6 \mu\text{g}$) e BC ($D_{pot} = 2,6 \mu\text{g}$) no período da manhã e à noite em FLI1 para $MP_{2,5}$ ($D_{pot} = 4,3 \mu\text{g}$) e em IBI2 para BC ($D_{pot} = 1,2 \mu\text{g}$).

A soma das exposições de manhã e à noite representa a exposição diária que os ciclistas potencialmente inalam ao ir e voltar do trabalho para casa nas rotas amostradas. De maneira geral, os ciclistas que optam pela rota alternativa recebem exposições maiores de $MP_{2,5}$ do que os que trafegam na rota principal. Para BC a tendência contrária é observada, com exceção da rota FLI2 por causa dos trechos mais poluídos discutidos na seção 5.3. No caso das exposições de $MP_{2,5}$, apesar das concentrações médias

serem maiores nas rotas principais, o tempo médio de viagem mais longo nas rotas alternativas faz com que os ciclistas estejam expostos à maiores exposições. Já no caso do BC, a maior concentração média nas rotas principais compensa o fato de o tempo médio ser menor nas rotas principais.

Se o tempo médio de viagem é desconsiderado no cálculo da exposição e a exposição for normalizada pelo comprimento da rota, como mostra a Tabela 18, a exposição é maior na rota principal em quase todos os casos avaliados. Assim, em um mesmo tempo médio de viagem, os ciclistas que pedalam nas rotas principais estão expostos a exposições entre 1,0 – 2,1 vezes maiores de MP_{2,5} e entre 1,2 – 2,8 vezes maiores de BC do que a rota alternativa. Desse modo, as rotas alternativas ofereceram menos risco à saúde em termos de poluição do ar para os ciclistas de São Paulo nos três pares de OD avaliados desde que o tempo e a distância percorrida não sejam muito diferentes da rota principal. Lembrando que andar de bicicleta traz mais benefícios do que riscos à saúde e ainda reduz as emissões de dióxido de carbono (ROJAS-RUEDA *et al.*, 2011).

Tabela 18 – Exposição média em função do tempo e da distância percorrida ($\mu\text{g min}^{-1} \text{km}^{-1}$) por rota e período do dia.

	Exposição média ($\mu\text{g min}^{-1} \text{km}^{-1}$)							
	Todos os períodos		Manhã		Tarde		Noite	
	MP _{2,5}	BC	MP _{2,5}	BC	MP _{2,5}	BC	MP _{2,5}	BC
ANH1	0,200	0,112	0,246	0,162	0,173	0,077	0,188	0,088
ANH2	0,136	0,042	0,192	0,064	0,089	0,028	0,131	0,033
FLI1	0,105	0,039	0,197	0,068	0,074	0,021	0,047	0,032
FLI2	0,064	0,027	0,180	0,057	0,036	0,018	0,034	0,020
IBI1	0,047	0,021	0,040	0,026	0,072	0,024	0,026	0,016
IBI2	0,031	0,014	0,033	0,019	0,034	0,011	0,027	0,011

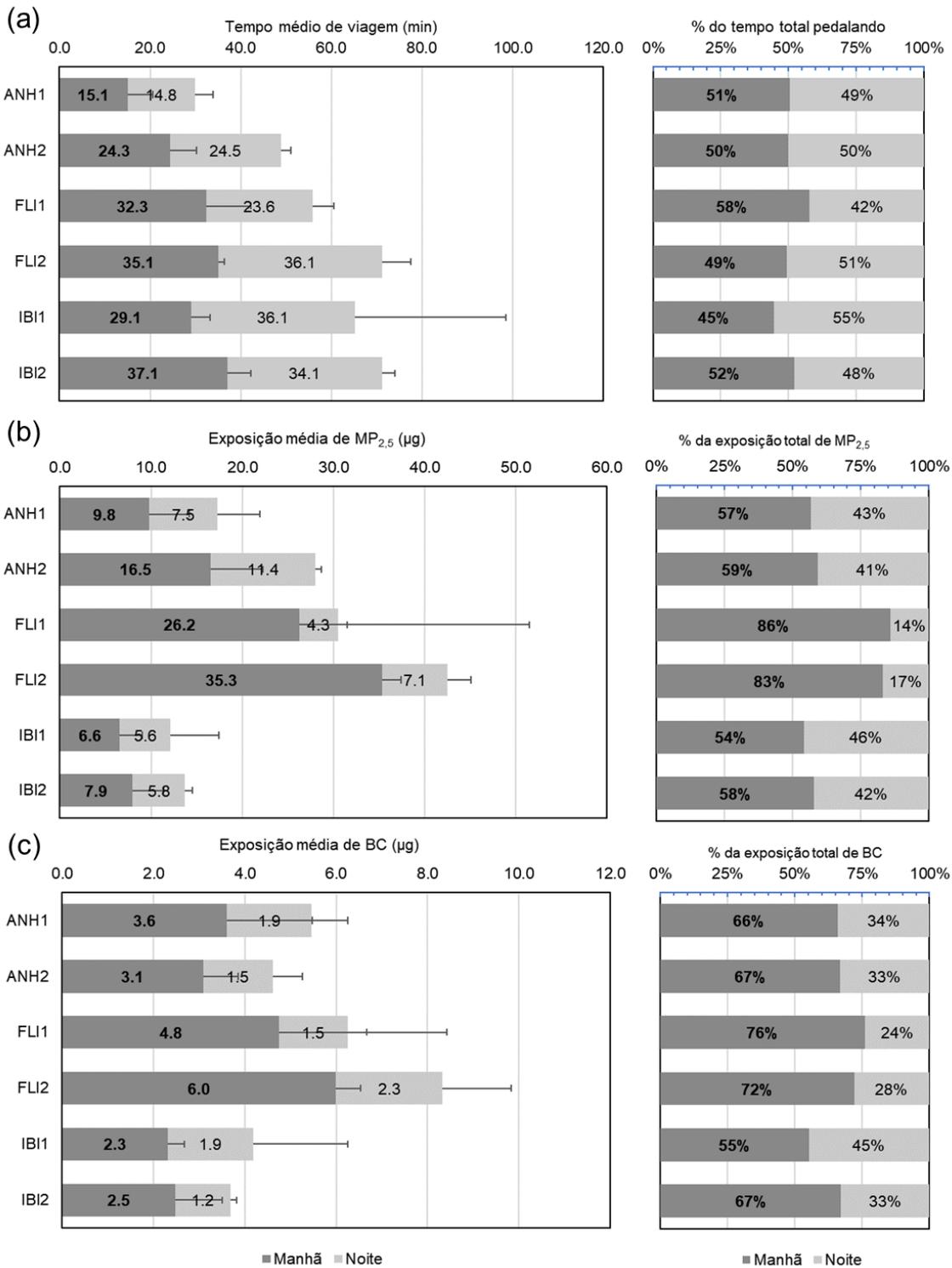


Figura 34 – (a) Tempo médio de viagem (min) e porcentagem do tempo médio total de viagem (%) por período do dia correspondente; (b) exposição média de MP_{2.5} por viagem (µg/viagem) e porcentagem da exposição total de MP_{2.5} (%) por período do dia; (c) exposição média de BC por viagem (µg/viagem) e porcentagem da exposição total de BC (%) por período do dia. As médias foram agrupadas em rotas e período do dia. A barra de erros indica o desvio padrão da média.

6. RECOMENDAÇÕES PARA REDUZIR A EXPOSIÇÃO À PARTÍCULAS

Os resultados e discussões do monitoramento de poluentes atmosféricos em diferentes meios de transporte deste trabalho fornecem subsídios para recomendações aos tomadores de decisão e formuladores de políticas públicas para melhorar a qualidade do ar que os passageiros, motoristas, pedestres e ciclistas estão expostos durante o deslocamento, trazendo benefícios para a saúde da população. Abaixo estão listadas algumas recomendações para diminuir a exposição à poluição do ar durante o deslocamento:

- O aumento do número de viagens não motorizadas e a redução do uso de carro pode reduzir a exposição da população de maneira geral. Assim, é fundamental que se priorize meios de transporte coletivo e não motorizados em detrimento do carro, através do aumento da extensão e do número de faixas exclusivas e corredores para ônibus, aumento da rede cicloviária, criação de áreas de circulação exclusivas para pedestres, aumento da disponibilidade e segurança de bicicletários, melhoria da infraestrutura de calçadas e travessias para pedestres e ciclistas, entre outros. Essas ações ainda aumentam a segurança dos pedestres e ciclistas, reduzem o risco de sinistros e até diminuem o tempo gasto no deslocamento, fator que é determinante para a exposição. Outra sugestão é a criação e/ou manutenção de medidas de restrição de circulação de veículos, como o rodízio em São Paulo, em certos horários e locais.
- A população frequentemente combina diferentes meios de transporte em uma mesma viagem, ou seja, caminham ou pedalam até a estação de metrô, por exemplo. Assim, facilitar a intermodalidade entre meios de transporte não motorizados e motorizados coletivos é de extrema importância para incentivar o uso do transporte público e novamente reduzir o tempo médio de deslocamento.
- O elevado tempo de espera, de transportes coletivos, tempo que as pessoas gastam esperando o ônibus em uma parada de ônibus, por exemplo, desencoraja a população a utilizá-los. Reduzir o tempo de espera/transferência e converter os ônibus dos corredores e das faixas exclusivas para combustíveis mais limpos, são de extrema importância para a redução da exposição dos passageiros.
- A exposição de ciclistas (e pedestres) à poluição do ar pode ser reduzida através da escolha de rotas com menos tráfego de veículos, especialmente durante o horário de pico da manhã. O aumento da distância entre ciclistas e pedestres para a rua deve ser incentivado através da delimitação de áreas de circulação exclusivas para pedestres e do planejamento de calçadas e ciclovias mais afastadas da rua, ou inclusão de barreiras de vegetação entre a calçada/ciclovia e a rua. Assim, o planejamento de implantação de mais áreas verdes como parques lineares e parques municipais na cidade são

interessantes para a diminuição da exposição especialmente se forem eficazes para auxiliar a mobilidade urbana.

- Diminuir a distância entre os locais de trabalho e moradia estimulando o comércio e oferta de empregos, em bairros periféricos da cidade, diminuindo o tempo de deslocamento e consequentemente a exposição da população durante o deslocamento.
- A principal forma de diminuir a exposição é reduzir a emissão dos poluentes gerados pelo transporte através da implementação ou manutenção de programas de inspeção veicular, uso de combustíveis mais limpos (p. ex., eletricidade e biocombustíveis) e a renovação da frota de ônibus municipal com modelos mais modernos e eficientes. A maior concentração de poluentes encontrada nas regiões mais afastadas do centro da cidade pode estar associada à uma frota de veículos mais antiga que vem das outras cidades da RMSP. Assim, a integração das políticas de gerenciamento do transporte entre as cidades da região metropolitana seria benéfica para as cidades vizinhas.

É importante salientar que existem diversos instrumentos de planejamento na cidade de São Paulo, como o Plano Municipal de Mobilidade e a Política Municipal de Mudanças do Clima, por exemplo, que contemplam várias das recomendações descritas aqui, mas que não foram ou são implementadas muito lentamente na cidade. A colaboração entre tomadores de decisão, formuladores de políticas e especialistas na área da saúde e poluição do ar é fundamental para a implementação de dessas recomendações que trazem muitos benefícios para a saúde.

7. CONCLUSÕES

Avaliou-se a exposição dos passageiros ao $MP_{2,5}$ e BC na megacidade de São Paulo em diversas rotas selecionadas durante os horários de pico dentro de três meios de transporte motorizados (ônibus, carro e metrô) e de bicicleta. Este trabalho teve como objetivo quantificar a concentração de $MP_{2,5}$ e BC e identificar os fatores que afetam a exposição da população usuária de diferentes meios de transporte no deslocamento casa-trabalho em quatro rotas para os meios motorizados e mais seis rotas de bicicleta com origens em diferentes regiões da cidade. Encontrou-se grande variabilidade nas concentrações entre os meios de transporte, períodos do dia e rotas. As principais conclusões foram listadas a seguir:

- A maior concentração média de $MP_{2,5}$ foi encontrada no metrô ($41 \mu\text{g m}^{-3}$), e a concentração média no carro e no ônibus foram iguais ($20 \mu\text{g m}^{-3}$). A concentração média de BC foi maior no ônibus ($11,0 \mu\text{g m}^{-3}$) do que no carro ($8,0 \mu\text{g m}^{-3}$) e no metrô ($5,0 \mu\text{g m}^{-3}$). A concentração média de $MP_{2,5}$ de bicicleta foi de $13 \mu\text{g m}^{-3}$ e de BC de $5,5 \mu\text{g m}^{-3}$.
- Não houve diferença significativamente nas concentrações medidas de $MP_{2,5}$ e BC entre as rotas nos meios motorizados, mas a zona norte (TUC) apresentou as maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ e a zona oeste (BUT) apresentou a maior concentração de BC. Já a zona leste (ITA) apresentou as menores concentrações para os dois poluentes. De bicicleta, observou-se maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ e BC nas rotas da região central da cidade.
- As concentrações de $MP_{2,5}$ e BC no carro, ônibus e de bicicleta foram afetadas pelas condições de tráfego, sugerindo que os níveis de concentração dos poluentes estão diretamente associados ao número de veículos, principalmente os movidos à diesel, circulando em cada rota.
- As concentrações de $MP_{2,5}$ e BC foram 1,4 e 1,5 vezes maiores durante o pico da manhã do que no da noite nos meios motorizados. De bicicleta as concentrações dos poluentes durante o pico da manhã foram 1,7 vezes maiores do que o pico da tarde e 2,2 vezes maior do que o pico da noite.
- Menores contribuições relativas de BC no metrô indicam que há uma fonte local de $MP_{2,5}$ dentro dos túneis. Concentrações significativamente mais altas de todos os poluentes, especialmente $MP_{2,5}$, foram observadas nos trechos subterrâneos do metrô e em metrô e ônibus com janela aberta. A troca das janelas de metrô e ônibus por modelos que não podem ser abertos combinados com um bom sistema de ventilação por A/C é recomendado para reduzir substancialmente a exposição dos passageiros.
- A exposição dos passageiros em carros e ônibus próximos ou em corredores de ônibus é significativamente maior. A manutenção de corredores é de extrema importância para o incentivo

do uso de transporte coletivo e na redução dos tempos de viagem, assim, recomenda-se combustíveis mais limpos (diesel de melhor qualidade, biocombustíveis ou eletricidade) e a renovação da frota de ônibus com modelos mais modernos e eficientes que emitam menos poluentes.

- A escolha da rota de bicicleta (ruas mais tranquilas ou ruas com fluxo intenso de veículos) e o período do dia afetam sensivelmente a exposição dos ciclistas. A redução da exposição inclui evitar vias de tráfego intenso, manter distância das principais vias e fazer o uso de espaços verdes e abertos no planejamento de escolha de rotas e/ou desenvolvimento de novas rotas.
- O estudo também identificou injustiça ambiental na cidade de São Paulo ao considerarmos que a população de baixa renda depende mais do transporte coletivo como modo principal de transporte (maior exposição), e a população com maior a renda, depende mais do carro (menor exposição).
- Entre os meios motorizados, o metrô foi o que ofereceu menos risco à saúde em termos de poluição do ar para a população de São Paulo nas quatro rotas avaliadas, e do ônibus foi o que ofereceu mais risco. De bicicleta, as rotas alternativas ofereceram menos risco à saúde aos ciclistas de São Paulo desde que o tempo e a distância percorrida não sejam muito diferentes da rota principal.

Esta tese estava vinculada a dois projetos que visavam o estudo quantitativo das diferentes exposições aos que os usuários dos diferentes modais de transporte estão sujeitos. Essa análise foi obtida e os resultados indicam que o impacto causado pelo sistema de transporte na saúde da população deve ser considerado no planejamento urbano como uma variável decisiva para garantia da qualidade de vida.

8. LIMITAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS

Os resultados deste estudo foram importantes para avaliar e caracterizar a exposição da população ao MP_{2,5} e BC em diferentes meios de transporte na cidade de São Paulo. No entanto, algumas limitações foram encontradas, e a principal delas foi a quantidade restrita de dias de medição e de viagens monitoradas. As campanhas de monitoramento foram feitas apenas durante 30 dias em meses diferentes do ano dependendo do meio de transporte (p. ex., o monitoramento no ônibus ocorreu no mês de fevereiro de 2018 e o de carro em julho de 2018), o que pode ter acrescentado um erro de tendência de sazonalidade às comparações entre os meios de transporte. Sugere-se que futuras campanhas de monitoramento tenham um maior número de dias/viagens amostradas e que sejam feitas na mesma época do ano.

Também não foi possível, nesse trabalho, determinar e quantificar as fontes locais de emissão de MP_{2,5} atuantes nos metrô em São Paulo já que não se fez amostragem em filtro. Sugere-se então que seja feito um estudo com amostragem em filtro e posterior análise química para identificação e quantificação das fontes do MP através de modelos receptores como a Fatoração de Matriz Positiva (PMF). Além disso, seria interessante fazer uma análise complementar da toxicidade das partículas amostradas uma vez que apesar da exposição calculada ter sido, em média, menor no metrô do que em relação aos outros meios de transporte avaliados, a reatividade e toxicidade das partículas do metrô são motivo de preocupação, e podem superar os efeitos negativos de uma exposição maior nos meios e transporte de ônibus e de carro. Ainda nas medidas feitas no metrô, poderiam ser feitas análises sobre o impacto das portas de plataforma na qualidade do ar deste meio de transporte.

Sentiu-se necessidade também de coletar informações adicionais sobre as características e condições monitoramento nos metrô e ônibus para a identificação de fatores determinantes na exposição dos passageiros, como por exemplo mais detalhes sobre a condição de ventilação (detalhes dos modelos de A/C, manutenção dos filtros, etc.), a posição do pesquisador dentro do ônibus e do metrô (se está próximo da porta ou da janela, ou se está no corredor etc.), se o pesquisador está sentado ou em pé, o número de pessoas dentro do ônibus e do metrô, entre outras informações como sugerido por KAUR *et al.* (2006). Além disso, medidas de concentração de poluição do ar poderiam ser analisadas nos momentos de espera pelo ônibus e metrô, pois esse tempo pode ser significativo na exposição dos passageiros.

Recomenda-se que em pesquisas futuras adicionar ao GLM variáveis controle como condições meteorológicas e medidas diretas do número de veículos nas rotas e ruas próximas com resolução espacial e temporal relevante para explicar completamente a influência dos fatores que afetam as concentrações em rotas distintas.

REFERÊNCIAS

- ABHIJITH, K. V.; KUMAR, P. Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmospheric Environment*, v. 201, n. January, p. 132–147, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.036>>.
- ADAMS, H. S.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; COLVILE, R. N.; MCMULLEN, M. A. S.; KHANDELWAL, P. Fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Science of the Total Environment*, v. 279, n. 1–3, p. 29–44, 2001.
- ADAMS, H. S.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; COLVILE, R. N.; OLDER, M. J.; KENDALL, M. Assessment of road users' elemental carbon personal exposure levels, London, UK. *Atmospheric Environment*, v. 36, n. 34, p. 5335–5342, 2002.
- AETHLABS (2016). microAeth® AE51 Operating Manual. AethLabs, San Francisco, CA.
- ALBUQUERQUE, T. T. A. Formação e transporte das partículas finas inorgânicas em uma atmosfera urbana: o exemplo de São Paulo. 2010. 200f. Tese de Doutorado – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo.
- ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, v. 194, n. May, p. 71–81, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>>.
- APPARICIO, P.; CARRIER, M.; GELB, J.; SÉGUIN, A. M.; KINGHAM, S. Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *Journal of Transport Geography*, v. 57, p. 63–69, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014>>.
- ARNOTT, W. P.; HAMASHA, K.; MOOSMÜLLER, H.; PATRICK, J.; OGREN, J. A.; ARNOTT, W. P.; HAMASHA, K.; MOOSMÜLLER, H.; PATRICK, J.; OGREN, J. A.; AEROSOL, T.; MEASUREMENTS, L.; ARNOTT, W. P.; HAMASHA, K.; MOOSM, H.; SHERIDAN, P. J.; OGREN, J. A. Towards Aerosol Light-Absorption Measurements with a 7-Wavelength Aethalometer: Evaluation with a Photoacoustic Instrument and 3- Wavelength Nephelometer. *Aerosol Science and Technology*, v. 39, n. 1, p. 17–29, 2005.
- AUGUSTO, L.; NOGUEIRA, H.; SOUZA, G. M.; CORTEZ, A. B.; HENRIQUE, C.; CRUZ, D. B. Biofuels for Transport. [s.l.] Elsevier Ltd, 2020. 173–197 p.
- BABYAK, M., 2009. Rescaling continuous predictors in regression models. Psychosomatic Medicine website. Disponível em: <<http://stattips.blogspot.com/2009/08/rescaling-continuous-predictors-in.html>>. Acesso em 15 nov. 2019.
- BANDYOPADHYAY, A. Neurological Disorders from Ambient (Urban) Air Pollution Emphasizing UFPM and PM_{2.5}. *Current Pollution Reports*, v. 2, n. 3, p. 203–211, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s40726-016-0039-z>>.

- BEGUM, B. A.; HOSSAIN, A.; NAHAR, N.; MARKWITZ, A.; HOPKE, P. K. Organic and Black Carbon in PM_{2.5} at an Urban Site at Dhaka, Bangladesh. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 12, p. 1062–1072, 2012.
- BOOTH, B.; BELLOUIN, N. Black carbon and atmospheric feedbacks. *Nature*, v. 519, p. 167–168, 2015.
- BRAND, V. S.; KUMAR, P.; DAMASCENA, A. S.; PRITCHARD, J. P.; GEURS, K. T.; ANDRADE, M. de F. Impact of route choice and period of the day on cyclists' exposure to black carbon in London, Rotterdam and São Paulo. *Journal of Transport Geography*, v. 76, n. December 2018, p. 153–165, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007>>.
- CARSLAW, D. C.; ROPKINS, K. Openair - An r package for air quality data analysis. *Environmental Modelling and Software*, v. 27–28, n. February 2012, p. 52–61, 2012.
- CHAN, L. Y.; LAU, W. L.; LEE, S. C.; CHAN, C. Y. Commuter exposure to particulate matter in public transportation modes in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, v. 36, n. 21, p. 3363–3373, 2002a.
- CHAN, L. Y.; LAU, W. L.; ZOU, S. C.; CAO, Z. X.; LAI, S. C. Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, v. 36, n. 38, p. 5831–5840, 2002b.
- CHEN, H.; KWONG, J. C.; COPES, R.; TU, K.; VILLENEUVE, P. J.; DONKELAAR, A. Van; HYSTAD, P.; MARTIN, R. V; MURRAY, B. J.; JESSIMAN, B.; WILTON, A. S.; KOPP, A.; BURNETT, R. T. Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: a population-based cohort study. *Lancet*, v. 389, p. 718–26, 2017.
- COLLABORATORS, G. 2019 D. and A. P. Estimates, trends, and drivers of the global burden of type 2 diabetes attributable to PM_{2.5} air pollution, 1990 – 2019: an analysis of data from the Global Burden of Disease Study 2019. *Lancet Planet Health*, v. 6, n. 7, p. 586–600, 2022.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Emissões veiculares no estado de São Paulo 2020. São Paulo: s.n., 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 25 de setembro de 2022.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade do ar no estado de São Paulo 2020. São Paulo: s.n., 2021. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 15 de agosto de 2021.
- COSTA, A. B.; RAMOS, C.; ZHENG, S. Subway expansion, jobs accessibility improvements and home value appreciation in four global cities: Considering both local and network effects. *MIT Center for Real Estate Research Paper*, n. 21, 2021.
- CURTI, S.M.M. Análise da exposição pessoal ao material particulado atmosférico no sistema de transporte público urbano de Curitiba. 2018. 52p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2018.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN), 2020. Frota. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica/610-frota-2020>>. Acesso em: 16 janeiro de 2021.
- DE NAZELLE, A.; FRUIN, S.; WESTERDAHL, D.; MARTINEZ, D.; RIPOLL, A.; KUBESCH, N.; NIEUWENHUIJSEN, M. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in

- Barcelona. *Atmospheric Environment*, v. 59, p. 151–159, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.013>>.
- DENG, G.; LI, Z.; WANG, Z.; GAO, J.; XU, Z.; LI, J.; WANG, Z. Indoor/outdoor relationship of PM_{2.5} concentration in typical buildings with and without air cleaning in Beijing. *Indoor and Built Environment*, v. 0, n. 0, p. 1–9, 2015.
- DINNO, A., 2015. *Dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparison Using Rank Sums*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/dunn.test/dunn.test.pdf>>. Acesso em: 16 janeiro de 2020.
- DOMINICI, F.; PENG, R. D.; BELL, M. L.; PHAM, L.; MCDERMOTT, A.; ZEGER, S. L. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *Jama*, v. 295, n. 10, p. 1127–1134, 2006.
- DONS, E.; INT PANIS, L.; VAN POPPEL, M.; THEUNIS, J.; WETS, G. Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, v. 55, p. 392–398, 2012.
- EMYGDIO, A. P. M. Caracterização do aerossol biogênico primário na atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo. 2021. 204 f. Tese de Doutorado – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FINLAYSON-PITTS, B. J., PITTS, J. N. *Chemistry of the upper end lower atmosphere: theory, experiments and applications*. Academic Press, San Diego, 1999.
- FONDELLI, M. C.; CHELLINI, E.; YLI-TUOMI, T.; CENNI, I.; GASPARRINI, A.; NAVA, S.; GARCIA-ORELLANA, I.; LUPI, A.; GRECHI, D.; MALLONE, S.; JANTUNEN, M. Fine particle concentrations in buses and taxis in Florence, Italy. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 35, p. 8185–8193, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.054>>.
- FULLER, R.; LANDRIGAN, P. J.; BALAKRISHNAN, K.; BATHAN, G.; REILLY, S. B.; BRAUER, M.; CARAVANOS, J.; CHILES, T.; COHEN, A.; CORRA, L.; CROPPER, M.; FERRARO, G.; HANNA, J.; HANRAHAN, D.; HU, H.; HUNTER, D.; JANATA, G.; KUPKA, R.; LANPHEAR, B.; LICHTVELD, M.; MARTIN, K.; MUSTAPHA, A.; SANCHEZ-TRIANA, E.; SANDILYA, K.; SCHAEFLI, L.; SHAW, J. Pollution and health: a progress update. *Lancet Planet Health*, v. 6, 2022.
- GEOSAMPA: Mapa Digital da Cidade de São Paulo, 2016. Disponível em: <http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx>. Acesso em: 16 janeiro de 2017.
- GHASEMI, A.; ZAHEDIASL, S. Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians. *International Journal of Endocrinology & Metabolism*, v. 10, n. 2, p. 486–489, 2012.
- GILLIAM, J.; HALL, E. Reference and Equivalent Methods Used to Measure National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) Criteria Air Pollutants-Volume IUS Environmental Protection Agency, Washington, DC. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2016.
- GOEL, A.; KUMAR, P. A review of fundamental drivers governing the emissions , dispersion and exposure to vehicle-emitted nanoparticles at signalised traf fi c intersections. *Atmospheric Environment*, v. 97, p. 316–331, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.037>>.
- GOLDEMBERG, J. Ethanol for a Sustainable Energy Future. *Sustainability and Energy*, v. 315, n. February, p. 808–810, 2007.

- GOMEZ-PERALES, J. E.; COLVILE, R. N.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; FERNANDEZ-BREMAUNTZ, A.; GUTIERREZ-AVEDOY, V. J.; RAMO-FIGUEROA, V. H.; BLANCO-JIMENEZ, S.; BUENO-LOPEZ, E.; MANDUJANO, F.; BERNABE-CABANILLAS, R.; ORTIZ-SEGOVIA, E. Commuters' exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment*, v. 38, n. 8, p. 1219–1229, 2004.
- GOUVEIA, N.; DOROTHÉE, A.; CLAUDIO, S.; KANAI, M.; SORIANO, L. Air Pollution and Environmental Justice in Latin America: Where Are We and How Can We Move Forward? *Current Environmental Health Reports*, v. 9, p. 152–164, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s40572-022-00341-z>>.
- HAGLER, G. S. W.; YELVERTON, T. L. B.; VEDANTHAM, R.; HANSEN, A. D. A.; TURNER, J. R. Post-processing Method to Reduce Noise while Preserving High Time Resolution in Aethalometer Real-time Black Carbon Data. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 11, p. 539–546, 2011.
- HAN, X.; AGUILAR-VILLALOBOS, M.; ALLEN, J.; CARLTON, C. S.; ROBINSON, R.; BAYER, C.; NAEHER, L. P. Traffic-related occupational exposures to PM_{2.5}, CO, and VOCs in Trujillo, Peru. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, v. 11, n. 3, p. 276–288, 2005.
- HOEK, G.; BEELEN, R.; HOOGH, K. De; VIENNEAU, D.; GULLIVER, J.; FISCHER, P.; BRIGGS, D. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 33, p. 7561–7578, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.057>>.
- HUANG, J.; DENG, F.; WU, S.; GUO, X. Comparisons of personal exposure to PM_{2.5} and CO by different commuting modes in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, v. 425, p. 52–59, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.007>>.
- IBARRA-ESPINOSA, S.; YNOUE, R.; O'SULLIVAN, S.; PEBESMA, E.; ANDRADE, M. D. F.; OSSES, M. (2018). VEIN v0. 2.2: an R package for bottom-up vehicular emissions inventories. *Geoscientific Model Development*, 11(6), 2209-2229.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estatísticas de gênero: uma análise dos resultados do censo demográfico 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, 2014.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET), 2022. Normas Climatológicas do Brasil. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/normais#>>. Acesso em: 03 setembro 2022.
- JACOBSON, Mark Z. *Atmospheric pollution: history, science, and regulation*. Cambridge University Press, 2002.
- JANHÄLL, S. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, v. 105, p. 130–137, 2015.
- JANSSEN, N. A. H.; HOEK, G.; SIMIC-LAWSON, M.; FISCHER, P.; VAN BREE, L.; TEN BRINK, H.; KEUKEN, M.; ATKINSON, R. W.; ANDERSON, H. R.; BRUNEKREEF, B.; CASSEE, F. R. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environmental Health Perspectives*, v. 119, n. 12, p. 1691–1699, 2011.
- JANSSEN, N. A.; GERLOFS-NIJLAND, M. E.; LANKI, T.; SALONEN, R. O.; CASSEE, F.; HOEK, G.; FISCHER, P.; BRUNEKREEF, B.; KRZYZANOWSKI, M. *Health Effects of Black Carbon*, 2012.

- Disponível em: < http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/162535>. Acesso em: 21 agosto 2022.
- JI, W.; LIU, C.; LIU, Z.; WANG, C.; LI, X. Concentration, composition, and exposure contributions of fine particulate matter on subway concourses in China. *Environmental Pollution*, v. 275, p. 116627, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116627>>.
- KAM, W.; CHEUNG, K.; DAHER, N.; SIOUTAS, C. Particulate matter (PM) concentrations in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro. *Atmospheric Environment*, v. 45, n. 8, p. 1506–1516, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.049>>.
- KARLSSON, H. L.; NILSSON, L.; MO, L. Subway Particles Are More Genotoxic than Street Particles and Induce Oxidative Stress in Cultured Human Lung Cells. *Chem. Res. Toxicol.*, v. 18, p. 19–23, 2005.
- KAUR, S.; CLARK, R. D. R.; WALSH, P. T.; ARNOLD, S. J.; COLVILE, R. N.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. Exposure visualisation of ultrafine particle counts in a transport microenvironment. *Atmospheric Environment*, v. 40, p. 386–398, 2006.
- KAUR, S.; NIEUWENHUIJSEN, M.; COLVILE, R. Personal exposure of street canyon intersection users to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK. *Atmospheric Environment*, v. 39, n. 20, p. 3629–3641, 2005.
- KIM, K.-H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, v. 74, p. 136–143, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412014002992>>.
- KIRCHSTETTER, T. W.; NOVAKOV, T. Controlled generation of black carbon particles from a diffusion flame and applications in evaluating black carbon measurement methods. *Atmospheric Environment*, v. 41, p. 1874–1888, 2007.
- KUMAR, P.; ANDRADE, M. de F.; YNOUE, R. Y.; FORNARO, A.; FREITAS, E. D. de; MARTINS, J.; MARTINS, L. D.; ALBUQUERQUE, T.; ZHANG, Y.; MORAWSKA, L. New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of Sao Paulo. *Atmospheric Environment journal*, v. 140, p. 364–369, 2016.
- KUMAR, P.; GOEL, A. Concentration dynamics of coarse and fine particulate matter at and around signalised traffic. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 18, p. 1220–1235, 2016.
- KUMAR, P.; HAMA, S.; ALAA, R.; NOGUEIRA, T.; BRAND, S.; ABHIJITH, K. V; FATIMA, M. De; ASFAW, A.; HAMA, K.; CAO, S.; EL-GENDY, A.; KHARE, M.; MUULA, A. S.; NAGENDRA, S. M. S.; VERA, A.; OMER, K.; OLAYA, Y.; SALAM, A. Potential health risks due to in-car aerosol exposure across ten global cities. *Environment International*, v. 155, n. January, p. 106688, 2021a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106688>>.
- KUMAR, P.; HAMA, S.; NOGUEIRA, T.; ALAA, R.; BRAND, V. S.; FATIMA, M. De; ASFAW, A.; HAMA, K.; CAO, S.; EL-GENDY, A.; ISLAM, S.; JEBA, F.; KHARE, M.; HENRY, S.; MARTINEZ, J.; MENG, M.; MORAWSKA, L.; MUULA, A. S.; NAGENDRA, S. M. S.; VERA, A.; OMER, K.; OLAYA, Y.; OSANO, P.; SALAM, A. In-car particulate matter exposure across ten global cities. *Science of the Total Environment*, v. 750, p. 141395, 2021b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141395>>.

- KUMAR, P.; RIVAS, I.; SINGH, A. P.; GANESH, V. J.; ANANYA, M.; FREY, H. C. Dynamics of coarse and fine particle exposure in transport microenvironments. *npj Climate and Atmospheric Science*, n. March, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41612-018-0023-y>>.
- LADEN, F.; SCHWARTZ, J.; SPEIZER, F. E.; DOCKERY, D. W. Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality Extended Follow-up of the Harvard Six Cities Study. *Am J Respir Crit Care Med*, v. 173, p. 667–672, 2006.
- LANDRIGAN, P. J.; FULLER, R.; ACOSTA, N. J. R.; ADEYI, O.; ARNOLD, R.; BASU, N. N.; BALDÉ, A. B.; BERTOLLINI, R.; FUSTER, V.; GREENSTONE, M.; HAINES, A.; HANRAHAN, D.; HUNTER, D.; KHARE, M.; KRUPNICK, A.; LANPHEAR, B.; LOHANI, B.; MARTIN, K.; MATHIASSEN, K. V.; MCTEER, M. A.; MURRAY, C. J. L.; NDAHIMANANJARA, J. D.; PERERA, F.; POTOČNIK, J.; PREKER, A. S.; RAMESH, J.; ROCKSTRÖM, J.; SALINAS, C.; SAMSON, L. D.; SANDILYA, K.; SLY, P. D.; SMITH, K. R.; STEINER, A. The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*, v. 6736, n. 17, 2017.
- LI, B.; LEI, X. ning; XIU, G. li; GAO, C. yuan; GAO, S.; QIAN, N. sheng. Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai. *Science of the Total Environment*, v. 524–525, p. 237–245, 2015.
- MACNAUGHTON, P.; MELLY, S.; VALLARINO, J.; ADAMKIEWICZ, G.; SPENGLER, J. D. Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Science of the Total Environment*, v. 490, n. 2, p. 37–43, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.111>>.
- MALLEY, C. S.; KUYLENSTIERNA, J. C. I.; VALLACK, H. W.; HENZE, D. K.; BLENCOWE, H.; ASHMORE, M. R. Preterm birth associated with maternal fine particulate matter exposure: A global, regional and national assessment. *Environment International*, v. 101, p. 173–182, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.023>>.
- MARTINS, V.; MORENO, T.; MENDES, L.; ELEFThERIADIS, K.; DIAPOULI, E.; ALVES, C. A.; DUARTE, M.; MIGUEL, E. De; CAPDEVILA, M.; QUEROL, X.; CRUZ, M. Factors controlling air quality in different European subway systems. *Environmental Research*, v. 146, p. 35–46, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.007>>.
- MIRANDA, R. M.; PEREZ-MARTINEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; NORONHA, F.; RIBEIRO, F. N. D. Relationship between black carbon (BC) and heavy traffic in São Paulo, Brazil. *Transportation Research Part D*, v. 68, n. February 2017, p. 84–98, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.09.002>>.
- MILLER, M. R.; NEWBY, D. E. Air pollution and cardiovascular disease: car sick. *Cardiovascular Research*, v. 116, p. 279–294, 2020.
- MINGUILLÓN, M. C.; RECHE, C.; MARTINS, V.; CENTELLES, S.; QUEROL, X.; MORENO, T.; AMATO, F.; MIGUEL, E. De; CAPDEVILA, M. Aerosol sources in subway environments. *Environmental Research*, v. 167, n. July, p. 314–328, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.07.034>>.
- MORALES BETANCOURT, R.; GALVIS, B.; BALACHANDRAN, S.; RAMOS-BONILLA, J. P.; SARMIENTO, O. L.; GALLO-MURCIA, S. M.; CONTRERAS, Y. Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. *Atmospheric*

- Environment, v. 157, n. 1, p. 135–145, 2017. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231017301309>>.
- MOREIRA, C. A. B.; SQUIZZATO, R.; BEAL, A.; DE ALMEIDA, D. S.; RUDKE, A. P.; RIBEIRO, M.; ANDRADE, M. de F.; KUMAR, P.; MARTINS, L. D. Natural variability in exposure to fine particles and their trace elements during typical workdays in an urban area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 63, n. June, p. 333–346, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.06.010>>.
- MORENO, T.; RECHE, C.; CRUZ, M.; CAPDEVILA, M.; MIGUEL, E. De; QUEROL, X. The effect of ventilation protocols on airborne particulate matter in subway systems. *Science of the Total Environment*, v. 584–585, p. 1317–1323, 2017.
- NGOC, L. T. N.; LEE, Y.; CHUN, H.; MOON, J.; CHOI, J. S.; PARK, D.; LEE, Y. Correlation of α/γ - Fe₂O₃ nanoparticles with the toxicity of particulate matter originating from subway tunnels in Seoul stations, Korea. *Journal of Hazardous Materials*, v. 382, n. July 2019, p. 121175, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121175>>.
- NIKITAS, A.; TSIGDINOS, S.; KAROLEMEAS, C.; KOURMPA, E.; BAKOGIANNIS, E. Cycling in the Era of COVID-19: Lessons Learnt and Best Practice Policy Recommendations for a More Bike-Centric Future. *Sustainability*, v. 13, n. 4620, 2021.
- NOGUEIRA, T.; KUMAR, P.; NARDOCCI, A.; ANDRADE, M. de F. Public health implications of particulate matter inside bus terminals in Sao Paulo, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 711, p. 135064, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135064>>.
- OTT, W. R. CONCEPTS OF HUMAN EXPOSURE TO AIR POLLUTION. *Environment International*, v. 7, p. 179–196, 1982.
- PARK, M.; JOO, H. S.; LEE, K.; JANG, M.; KIM, S. D.; KIM, I.; BORLAZA, L. J. S.; LIM, H.; SHIN, H.; CHUNG, K. H.; CHOI, Y.; PARK, S. G.; BAE, M.; LEE, J.; SONG, H.; PARK, K. Differential toxicities of fine particulate matters from various sources. *Scientific Reports*, p. 1–11, 2018.
- PATTINSON, W.; KINGHAM, S.; LONGLEY, I.; SALMOND, J. Potential pollution exposure reductions from small-distance bicycle lane separations. *Journal of Transport & Health*, v. 4, p. 40–52, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jth.2016.10.002>>.
- POPE III, C. A.; BURNETT, R. T.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; THURSTON, G. D. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association*, v. 287, n. 9, p. 1132–1141, 2002. Disponível em: <<http://jama.jamanetwork.com/article.aspx?doi=10.1001/jama.287.9.1132>>.
- POPE, C. A.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; GODLESKI, J. J. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. *Circulation*, v. 109, n. 1, p. 71–77, 2004.
- PRITCHARD, J. P.; SLOVIC, A. D.; GIANNOTTI, M.; GEURS, K.; NARDOCCI, A.; HAGEN-ZANKER, A.; TOMASIELLO, D. B.; KUMAR, P. Satisfaction with travel, ideal commuting, and accessibility to employment. *Journal of Transport and Land Use*, v. 14, n. 1, p. 995–1017, 2021.
- R CORE TEAM, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. V3.3.1.

- RIVAS, I.; KUMAR, P.; HAGEN-ZANKER, A. Exposure to air pollutants during commuting in London: Are there inequalities among different socio-economic groups? *Environment International*, v. 101, p. 143–157, 2017a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.019>>.
- RIVAS, I.; MAZAHARI, M.; VIANA, M.; MORENO, T.; CLIFFORD, S.; HE, C.; BISCHOF, O. F.; MARTINS, V.; RECHE, C.; ALASTUEY, A.; ALVAREZ-PEDREROL, M.; SUNYER, J.; MORAWSKA, L.; QUEROL, X. Identification of technical problems affecting performance of DustTrak DRX aerosol monitors. *Science of the Total Environment*, v. 584–585, p. 849–855, 2017b.
- RODES, C.; SHELDON, L.; WHITAKER, D.; CLAYTON, A.; FITZGERALD, K.; FLANAGAN, J. Measuring Concentration of Selected Air Pollutants Inside California Vehicles 1998.
- ROJAS-RUEDA, D.; DE NAZELLE, A.; TAINIO, M.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: health impact assessment study. *Bmj*, v. 343, n. aug04 2, p. d4521–d4521, 2011. Disponível em: <<http://www.bmj.com/cgi/doi/10.1136/bmj.d4521>>.
- SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, L. D.; ASTOLFO, R.; MIRANDA, R. M.; FREITAS, E. D.; BORGES, A. S.; FORNARO, A.; ANDRADE, M. F. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo. *Environ Monit Assess*, v. 149, p. 241–249, 2009.
- SÃO PAULO, 2019. Pesquisa Origem Destino 2017. Metrô - Companhia do Metropolitano de São Paulo. Secretaria Estadual dos Transportes Metropolitanos. Disponível em: <http://www.metro.sp.gov.br/pesquisaod/arquivos/Ebook%20Pesquisa%20OD%202017_final_240719_versao_4.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2019
- SEINFELD, J.H., PANDIS, S.N., *Atmospheric Chemistry and Physics: from Air Pollution to Climate Change*. Wiley, New York, 2006.
- SHEKARRIZFARD, M.; MINET, L.; MILLER, E.; YUSUF, B.; WEICHENTHAL, S.; HATZOPOULOU, M. Influence of travel behaviour and daily mobility on exposure to traffic-related air pollution. *Environmental Research*, v. 184, n. February, p. 109326, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109326>>.
- SILVERMAN, B. W. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. New York: Chapman and Hall, 1986.
- SLOVIC, A. D.; TOMASIELLO, D. B.; GIANNOTTI, M.; ANDRADE, M. de F.; NARDOCCI, A. C. The long road to achieving equity: Job accessibility restrictions and overlapping inequalities in the city of São Paulo. *Journal of Transport Geography*, v. 78, n. March, p. 181–193, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.06.003>>.
- STASINOPOULOS, D. M.; RIGBY, R. A. Generalized Additive Models for Location Scale and Shape (GAMLSS) in R. *Journal of Statistical Software*, v. 23, n. 7, 2007.
- SUÁREZ, L.; MESÍAS, S.; IGLESIAS, V.; SILVA, C.; CÁCERES, D. D.; RUIZ-RUDOLPH, P. Personal exposure to particulate matter in commuters using different transport modes (bus, bicycle, car and subway) in an assigned route in downtown Santiago, Chile. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, v. 16, n. 6, p. 1309–1317, 2014.
- SUN, Y.; ZHUANG, G.; TANG, A.; WANG, Y.; AN, Z. Chemical Characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ in Haze - Fog Episodes in Beijing. *Environ. Sci. Technol.*, v. 40, n. 10, p. 3148–3155, 2006.

- TARGINO, A. C.; GIBSON, M. D.; RODRIGUES, M. V. C.; SANTOS, M. M. dos; CORRÊA, M. de P. Hotspots of black carbon and PM_{2.5} in an urban area and relationships to traffic characteristics. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 475–486, 2016.
- TARGINO, A. C.; KRECL, P.; BRIMBLECOMBE, P.; OUKAWA, G. Y.; FILHO, J. E. D.; MORENO, F. L. Spatio-temporal variability of airborne particulate matter in the Sao Paulo subway. *Building and Environment*, v. 189, n. November 2020, 2021.
- TARGINO, A. C.; KRECL, P.; DANZIGER FILHO, J. E.; SEGURA, J. F.; GIBSON, M. D. Spatial variability of on-bicycle black carbon concentrations in the megacity of São Paulo: A pilot study. *Environmental Pollution*, v. 242, p. 539–543, 2018a.
- TARGINO, A. C.; RODRIGUES, M. V. C.; KRECL, P.; CIPOLI, Y. A.; RIBEIRO, J. P. M. Commuter exposure to black carbon particles on diesel buses, on bicycles and on foot: a case study in a Brazilian city. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 2, p. 1132–1146, 2018b.
- TCHEPEL, O.; COSTA, A. M.; MARTINS, H.; FERREIRA, J.; MONTEIRO, A.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C. Determination of background concentrations for air quality models using spectral analysis and filtering of monitoring data. *Atmospheric Environment*, v. 44, n. 1, p. 106–114, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.038>>.
- TSI Inc. (2012). DUSTTRAK™ II AEROSOL MONITOR THEORY OF OPERATION. TSI Inc., Minnesota. Disponível em: <https://tsi.com/getmedia/d4b8dd3a-48b5-4dc6-94d6-fa94be2abe2c/EXPMN-001_DustTrakII_Theory_of_Operation-A4?ext=.pdf>. Acesso em: 12.set.2022.
- TSI Inc. (2017). DUSTTRAK™ II AEROSOL MONITOR MODEL 8530/8531/8532/8530EP: Operation and Service Manual. TSI Inc., Minnesota.
- U.S. EPA. Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011.
- U.S. EPA. Environmental Justice. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Disponível em: <<https://www.epa.gov/environmentaljustice>>. Acesso em: 12.set.2022.
- VIEIRA, S. Bioestatística: Tópicos avançados. 2 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2004.
- WANG, Y.; ZHU, Y.; SALINAS, R.; RAMIREZ, D.; KARNAE, S.; JOHN, K. Roadside Measurements of Ultrafine Particles at a Busy Urban Intersection Roadside Measurements of Ultrafine Particles at a Busy Urban Intersection ABSTRACT. n. December, 2008.
- WHITBY, K. T.; HUSAR, R. B.; LIU, BENJAMIN YH. The aerosol size distribution of Los Angeles smog. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 39, n. 1, p. 177-204, 1972.
- WHO. Health effects of transport-related air pollution. [s.l: s.n.]59 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization; 2021.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). WHO global air quality guidelines: Global Update 2005. Geneva: World Health Organization; 2005.

- WU, D. L.; LIN, M.; CHAN, C. Y.; LI, W. Z.; TAO, J.; LI, Y. P.; SANG, X. F.; BU, C. W. Influences of commuting mode, air conditioning mode and meteorological parameters on fine particle (PM_{2.5}) exposure levels in traffic microenvironments. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 13, n. 2, p. 709–720, 2013.
- YIN, S.; SHEN, Z.; ZHOU, P.; ZOU, X.; CHE, S.; WANG, W. Quantifying air pollution attenuation within urban parks : An experimental approach in Shanghai , China. *Environmental Pollution*, v. 159, n. 8–9, p. 2155–2163, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>>.

APÊNDICE A – Testes de normalidade

As Figura 35 e Figura 36 exemplificam a aplicação dos testes K-S e SW-W onde tem-se o histograma da frequência das concentrações médias de $MP_{2,5}$ e BC por viagem ($N=155$), agrupadas nos períodos do dia, rotas e meios de transporte diferentes junto de uma linha em vermelho que representa o que se esperaria de uma distribuição normal com a mesma média e desvio padrão. Nesse exemplo, para ambos os poluentes, grupos e testes, a hipótese nula de normalidade com $p < 0,05$ foi rejeitada, com exceção das concentrações médias de $MP_{2,5}$ de carro, em que o teste de K-S mesmo com a correção de Lilliefors resultou em um $p = 0,6547$. Como o teste SW-W é mais recomendado, e ele rejeitou a hipótese nula em todos os casos, considerou-se todos os grupos de dados analisados não paramétricos. Aplicamos o teste de K-S com a correção de Lilliefors para todos os dados amostrados e a hipótese nula de normalidade da distribuição também foi rejeitada em todos os subgrupos estudados.

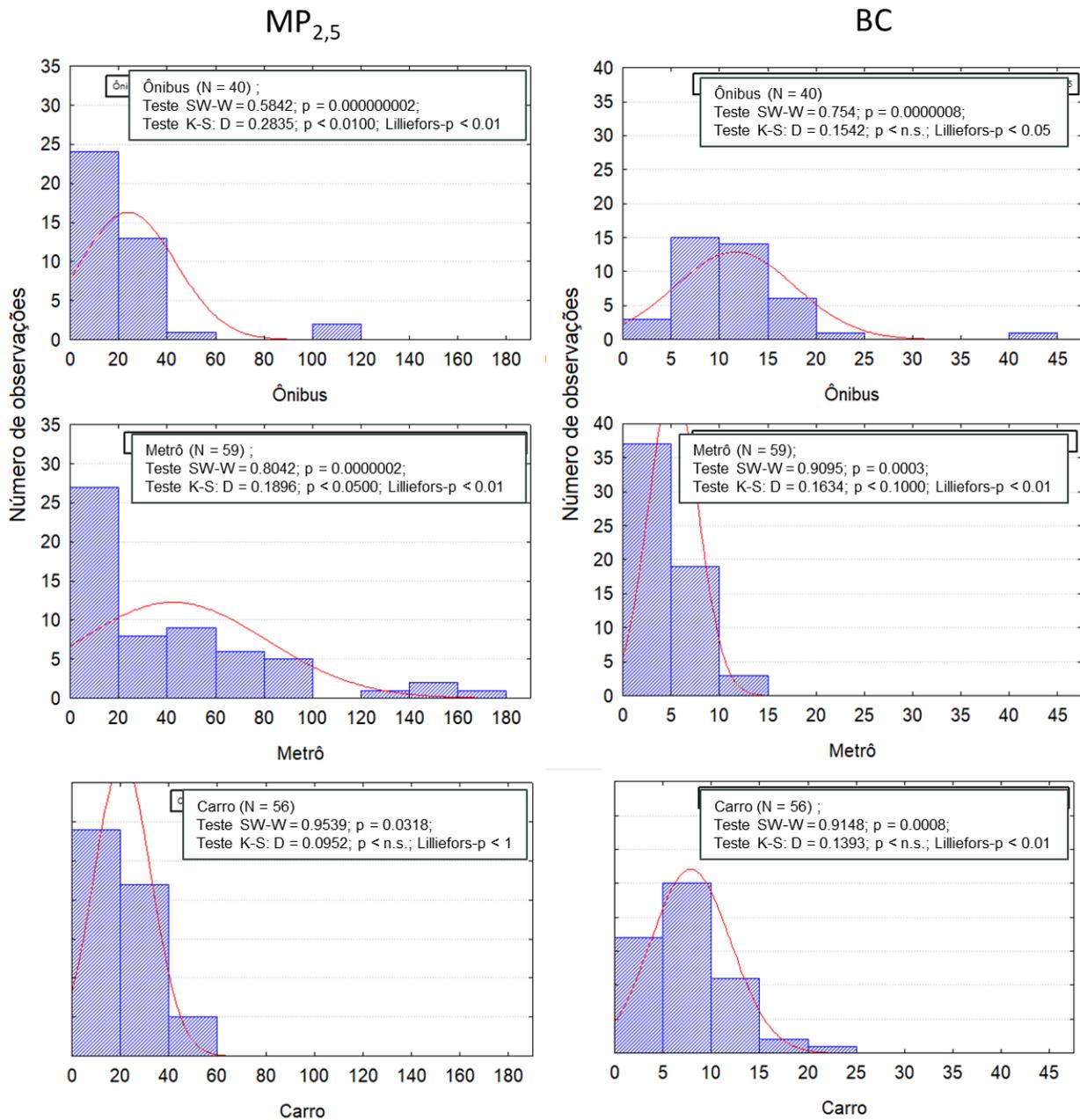


Figura 35 – Histograma de frequência dos dados de $MP_{2,5}$ (coluna da esquerda) e BC (coluna da direita) agrupados por meio de transporte (ônibus, carro e metrô). As linhas vermelhas representam a distribuição normal dos dados. Os resultados dos testes de normalidade de Shapiro Wilk (teste SW-W) e de Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) para cada conjunto de dados estão na caixa de cada sub-gráfico.

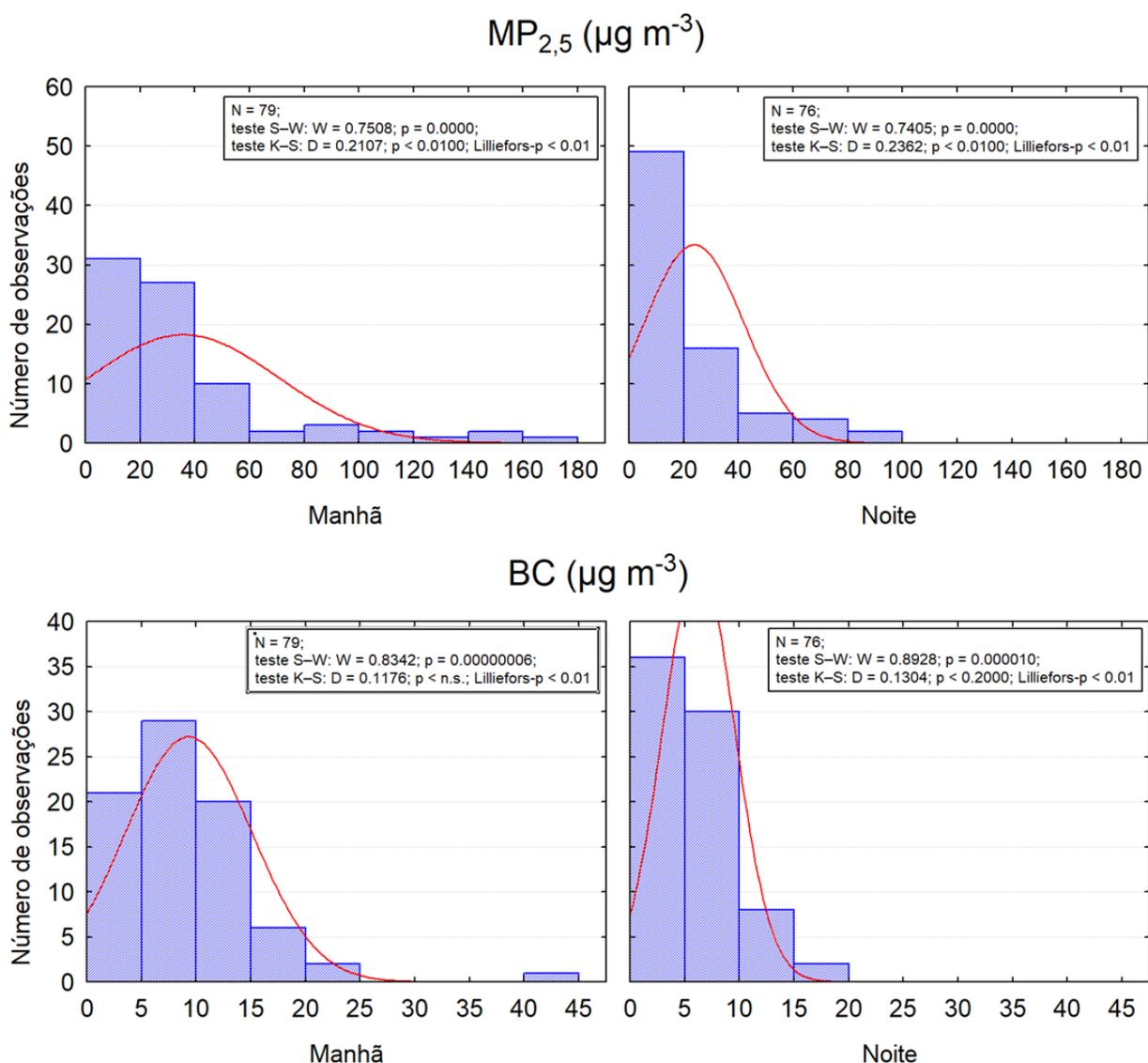


Figura 36 - Histograma de frequência dos dados de $MP_{2,5}$ (linha superior) e BC (linha inferior) agrupados por período do dia (manhã e noite). As linhas vermelhas representam a distribuição normal dos dados. Os resultados dos testes de normalidade de Shapiro Wilk (teste SW-W) e de Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) para cada conjunto de dados estão na caixa de cada sub-gráfico.

APÊNDICE B – Testes não paramétricos

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$pm25,all.data$modal)
```

```
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
```

```
Kruskal-Wallis chi-squared = 757.6344, df = 2, p-value = 0
```

```
Comparison of x by group
(No adjustment)
```

```
Col Mean-|
Row Mean |   BUS   CAR
-----+-----
CAR | 3.415880
    | 0.0003*
    |
SUB | -22.81599 -26.22850
    | 0.0000* 0.0000*
```

```
alpha = 0.05
```

```
Reject Ho if p <= alpha/2
```

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$BC,all.data$modal)
```

```
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
```

```
Kruskal-Wallis chi-squared = 5570.3343, df = 2, p-value = 0
```

```
Comparison of x by group
(No adjustment)
```

```
Col Mean-|
Row Mean |   BUS   CAR
-----+-----
CAR | 46.70615
    | 0.0000*
    |
SUB | 72.81899 33.05837
    | 0.0000* 0.0000*
```

```
alpha = 0.05
```

```
Reject Ho if p <= alpha/2
```

```
> wilcox.test(all.data$pm25[all.data$period=="1MP"],all.data$pm25[all.data$period=="3EP"])
```

```
Wilcoxon rank sum test with continuity correction
```

```
data: all.data$pm25[all.data$period == "1MP"] and all.data$pm25[all.data$period == "3EP"]
```

```
W = 146465719, p-value < 2.2e-16
```

```
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0
```

```
> wilcox.test(all.data$BC[all.data$period=="1MP"],all.data$pm25[all.data$period=="3EP"])
```

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

```
data: all.data$BC[all.data$period == "1MP"] and all.data$pm25[all.data$period == "3EP"]
W = 49121576, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0
```

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$pm25,all.data$route)
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 1339.7881, df = 3, p-value = 0
```

Comparison of x by group (No adjustment)			
Col Mean-			
Row Mean	BUT	ITA	JAB
ITA	5.504816		
	0.0000*		
JAB	-23.14801	-29.82604	
	0.0000*	0.0000*	
TUC	-20.83343	-26.81888	0.781026
	0.0000*	0.0000*	0.2174

alpha = 0.05

Reject Ho if $p \leq \alpha/2$

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$BC,all.data$route)
Kruskal-Wallis rank sum test
```

data: x and group

Kruskal-Wallis chi-squared = 386.6958, df = 3, p-value = 0

Comparison of x by group (No adjustment)			
Col Mean-			
Row Mean	BUT	ITA	JAB
ITA	16.46982		
	0.0000*		
JAB	17.39676	2.815202	
	0.0000*	0.0024*	
TUC	12.08221	-1.768179	-4.008998
	0.0000*	0.0385	0.0000*

alpha = 0.05

Reject Ho if $p \leq \alpha/2$

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$pm25[all.data$modal=="BUS"],all.data$route[all.data$modal=="BUS"])
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 1533.8444, df = 3, p-value = 0
```

```

          Comparison of x by group
          (No adjustment)
Col Mean-|
Row Mean |   BUT   ITA   JAB
-----+-----
   ITA | -4.669379
       |  0.0000*
       |
   JAB | -30.65367 -26.83368
       |  0.0000*  0.0000*
       |
   TUC | -28.19878 -24.18438  3.442647
       |  0.0000*  0.0000*  0.0003*
```

```
alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2
> dunn.test::dunn.test(all.data$BC[all.data$modal=="BUS"],all.data$route[all.data$modal=="BUS"])
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 19.571, df = 3, p-value = 0
```

```

          Comparison of x by group
          (No adjustment)
Col Mean-|
Row Mean |   BUT   ITA   JAB
-----+-----
   ITA |  2.322611
       |  0.0101*
       |
   JAB |  4.199911  2.388861
       |  0.0000*  0.0085*
       |
   TUC |  2.749745  0.820669 -1.423777
       |  0.0030*  0.2059  0.0773
```

```
alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2
```

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$pm25[all.data$modal=="CAR"],all.data$route[all.data$modal=="CAR"])
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 314.9954, df = 3, p-value = 0
```

Comparison of x by group
(No adjustment)

Col Mean-			
Row Mean	BUT	ITA	JAB
ITA	-4.629440		
	0.0000*		
JAB	-10.91177	-7.593882	
	0.0000*	0.0000*	
TUC	-15.96692	-13.44376	-6.102178
	0.0000*	0.0000*	0.0000*

alpha = 0.05

Reject Ho if $p \leq \alpha/2$

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$BC[all.data$modal=="CAR"],all.data$route[all.data$modal=="CAR"])
Kruskal-Wallis rank sum test
```

data: x and group

Kruskal-Wallis chi-squared = 405.6175, df = 3, p-value = 0

Comparison of x by group
(No adjustment)

Col Mean-			
Row Mean	BUT	ITA	JAB
ITA	7.456855		
	0.0000*		
JAB	16.79871	11.17291	
	0.0000*	0.0000*	
TUC	16.19069	10.87796	0.715854
	0.0000*	0.0000*	0.2370

alpha = 0.05

Reject Ho if $p \leq \alpha/2$

```
> dunn.test::dunn.test(all.data$pm25[all.data$modal=="SUB"],all.data$route[all.data$modal=="SUB"])
Kruskal-Wallis rank sum test
```

data: x and group

Kruskal-Wallis chi-squared = 514.3237, df = 3, p-value = 0

Comparison of x by group
(No adjustment)

Col Mean-			
Row Mean	BUT	ITA	JAB
ITA	18.06069		

```

| 0.0000*
|
JAB | -1.559030 -20.35137
| 0.0595 0.0000*
|
TUC | 3.631694 -11.63012 5.055611
| 0.0001* 0.0000* 0.0000*

```

```

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2
> dunn.test::dunn.test(all.data$BC[all.data$modal=="SUB"],all.data$route[all.data$modal=="SUB"])
Kruskal-Wallis rank sum test

```

```

data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 1032.6007, df = 3, p-value = 0

```

```

                Comparison of x by group
                (No adjustment)
Col Mean-|
Row Mean |  BUT   ITA   JAB
-----+-----
IT A | 27.54368
| 0.0000*
|
JAB | 1.882670 -26.51375
| 0.0299 0.0000*
|
TUC | 4.384418 -18.93970 2.868214
| 0.0000* 0.0000* 0.0021*

```

```

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2

```

```

-----
> dunn.test::dunn.test(dados.gis.bus$pm25,dados.gis.bus$TipoFaixa)
Kruskal-Wallis rank sum test

```

```

data: x and group
Kruskal-Wallis chi-squared = 63.6322, df = 2, p-value = 0

```

```

                Comparison of x by group
                (No adjustment)
Col Mean-|
Row Mean |  Corredor  Faixa Co
-----+-----
Faixa Co | -7.838537
| 0.0000*
|
Faixa Ex | -4.042558 5.610988
| 0.0000* 0.0000*

```

```

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2

```

```
> dunn.test::dunn.test(dados.gis.bus$BC,dados.gis.bus$TipoFaixa)
Kruskal-Wallis rank sum test
```

```
data: x and group
```

```
Kruskal-Wallis chi-squared = 376.5415, df = 2, p-value = 0
```

```
Comparison of x by group
(No adjustment)
```

```
Col Mean-|
```

```
Row Mean | Corredor Faixa Co
```

```
-----+-----
```

```
Faixa Co | 18.83411
```

```
| 0.0000*
```

```
|
```

```
Faixa Ex | 15.90858 -6.662785
```

```
| 0.0000* 0.0000*
```

```
alpha = 0.05
```

```
Reject Ho if p <= alpha/2
```

APÊNDICE C – Modelos Lineares Generalizados

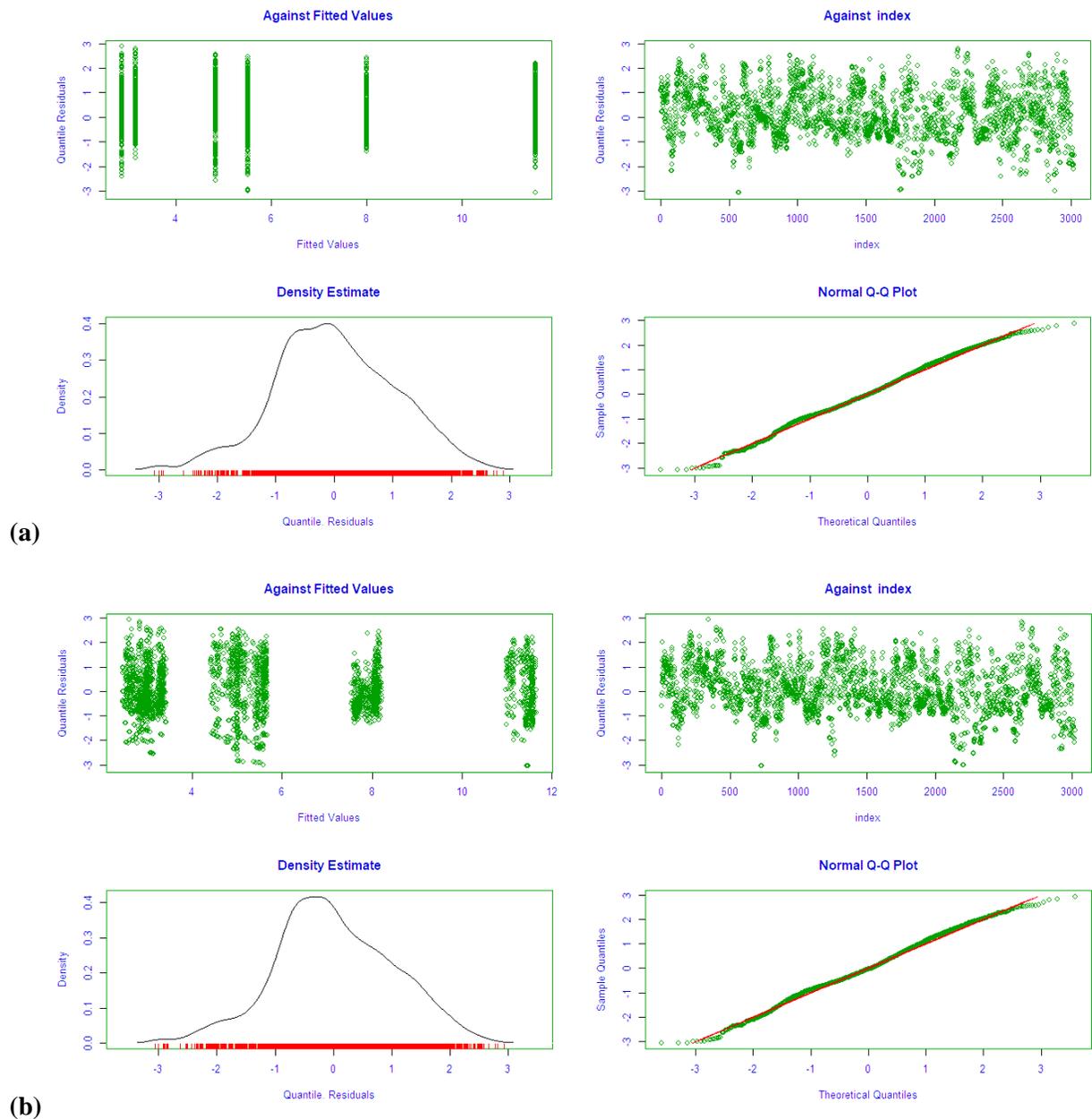
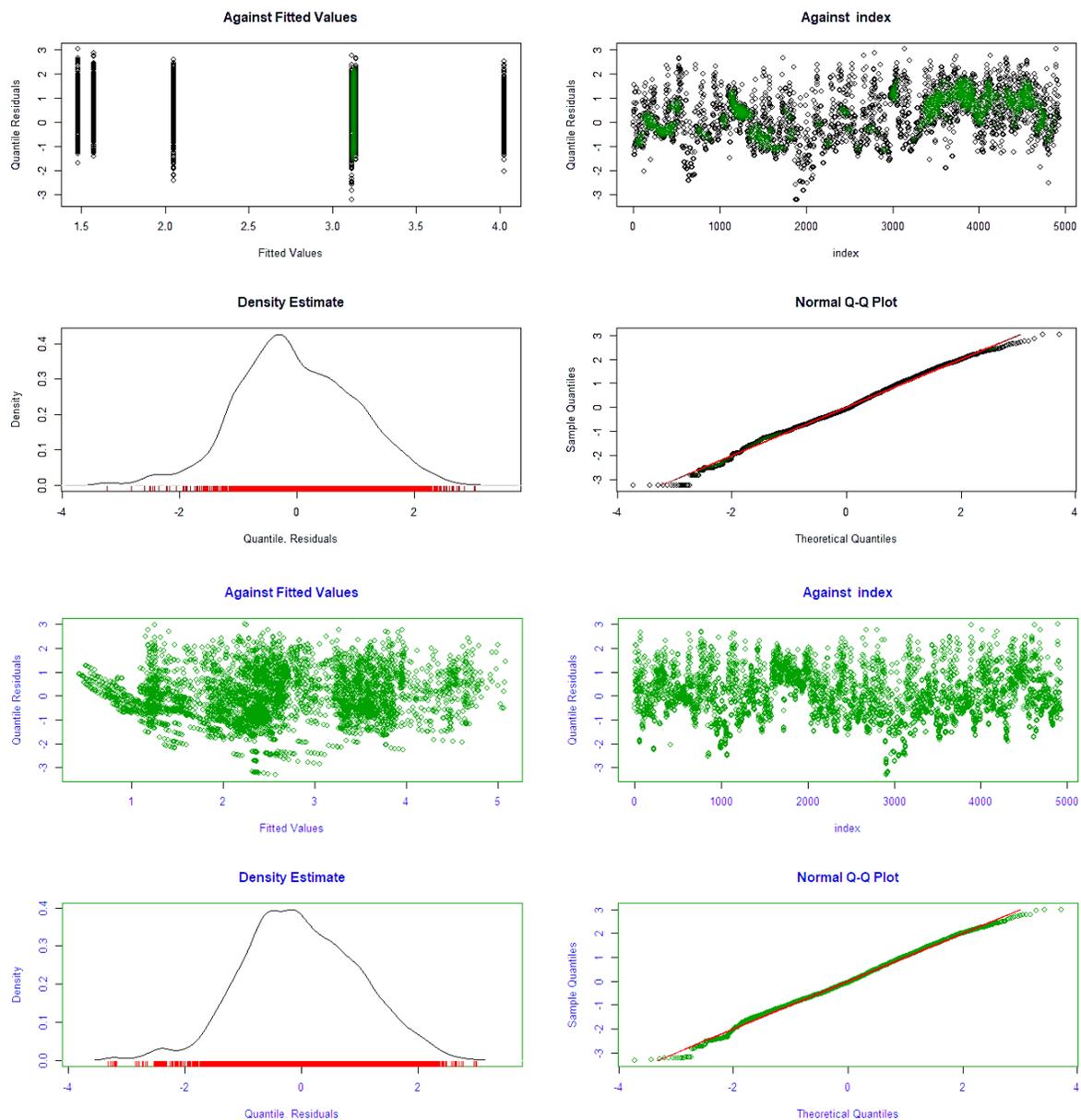
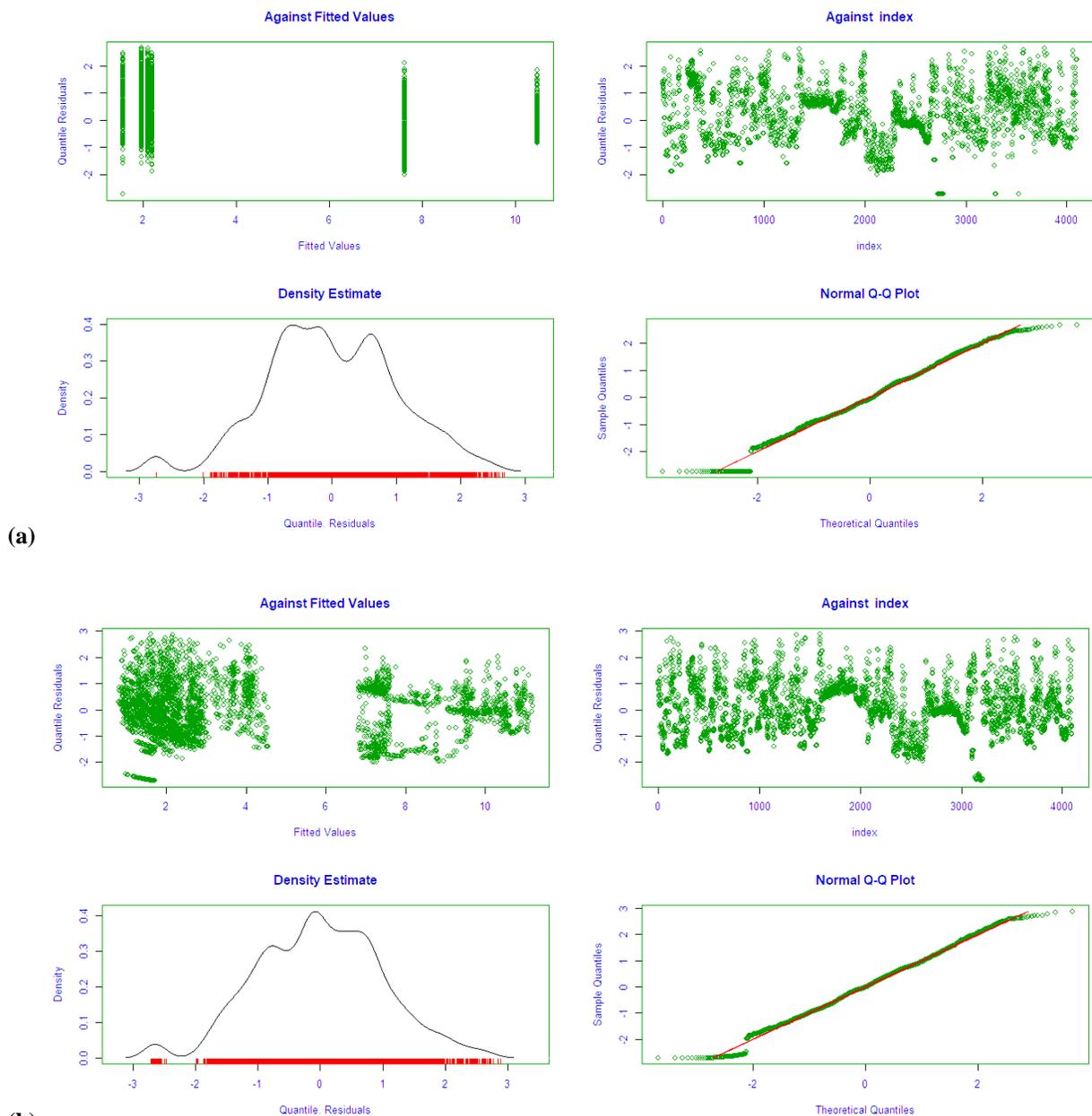


Figura 37 – Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD ANH (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.



(b) **Figura 38 – Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD IBI (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.**



(b) **Figura 39 – Modelo Linear Generalizado (GLM) para o par de OD FLI (a) não ajustado e (b) ajustado pelas variáveis de controle.**

Tabela 19 – Modelo Linear Generalizado (GLM) não ajustado e ajustado pelas variáveis controle de distância a corpos hídricos, distância de áreas verdes e densidade de ruas. Estimativa (Est.) é referente à concentração de BC em $\mu\text{g m}^{-3}$.

	Não ajustado		Ajustado	
	Est. ($\mu\text{g m}^{-3}$)	p-valor	Est. ($\mu\text{g m}^{-3}$)	p-valor
ANH				
Referência	11,5313	2,00E-16	12,06821	2,00E-16
Período	-6,0224	2,00E-16	-5,97283	2,00E-16
Tarde	-6,7011	2,00E-16	-6,55417	2,00E-16
Noite	-3,5316	2,00E-16	-3,42954	2,00E-16
Rota	0,8884	1,81E-02	0,902427	1,50E-02
Alternativa	1,8443	2,15E-06	1,769284	4,27E-06
Distância a corpos hídricos¹			0,000256	*
Distância a áreas verdes¹			-0,00307	*
Densidade de ruas¹			-0,01496	5,28E-06
<hr/>				
IBI				
Referência	4,0252	2,00E-16	2,780268	2,00E-16
Período	-0,9082	5,22E-08	-0,98514	1,34E-10
Tarde	-1,9732	2,00E-16	-2,10614	2,00E-16
Noite	-0,8841	4,84E-11	-0,96299	4,88E-16
Rota	-0,7523	4,19E-05	-0,43893	8,35E-03
Alternativa	0,4072	7,62E-03	0,752792	8,28E-09
Distância a corpos hídricos¹			0,007283	2,00E-16
Distância a áreas verdes¹			-0,01276	2,00E-16
Densidade de ruas¹			0,000337	*
<hr/>				
FLI				
Referência	7,6261	2,00E-16	4,7363	2,00E-16
Período	-6,0482	2,00E-16	-5,9206	2,00E-16
Tarde	-5,4295	2,00E-16	-5,5303	2,00E-16
Noite	2,8364	5,95E-08	3,01	1,62E-09
Rota	-2,4322	2,99E-06	-2,2454	4,16E-06
Alternativa	-2,9249	4,15E-08	-2,7211	5,20E-08
Distância a corpos hídricos¹			2,427	2,00E-16
Distância a áreas verdes¹			-1,2536	1,44E-08
Densidade de ruas¹			2,7436	2,00E-16

¹ As variáveis controle foram padronizadas à 10 m, ou seja, um aumento de 10 m aumenta/diminui a concentração de BC pela Est.
*: não significativo (p-valor >0,001)

APÊNDICE D – Lista de publicações em periódicos durante o doutorado

BRAND, V. S.; KUMAR, P.; DAMASCENA, A. S.; PRITCHARD, J. P.; GEURS, K. T.; ANDRADE, M. de F. Impact of route choice and period of the day on cyclists' exposure to black carbon in London, Rotterdam and São Paulo. *Journal of Transport Geography*, v. 76, n. December 2018, p. 153–165, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007>>.

KUMAR, P.; HAMA, S.; NOGUEIRA, T.; ALAA, R.; **BRAND, V. S.**; FATIMA, M. De; ASFAW, A.; HAMA, K.; CAO, S.; EL-GENDY, A.; ISLAM, S.; JEBA, F.; KHARE, M.; HENRY, S.; MARTINEZ, J.; MENG, M.; MORAWSKA, L.; MUULA, A. S.; NAGENDRA, S. M. S.; VERA, A.; OMER, K.; OLAYA, Y.; OSANO, P.; SALAM, A. In-car particulate matter exposure across ten global cities. *Science of the Total Environment*, v. 750, p. 141395, 2021c. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141395>>.

KUMAR, P.; HAMA, S.; ALAA, R.; NOGUEIRA, T.; **BRAND, V. S.**; ABHIJITH, K. V; FATIMA, M. De; ASFAW, A.; HAMA, K.; CAO, S.; EL-GENDY, A.; KHARE, M.; MUULA, A. S.; NAGENDRA, S. M. S.; VERA, A.; OMER, K.; OLAYA, Y.; SALAM, A. Potential health risks due to in-car aerosol exposure across ten global cities. *Environment International*, v. 155, n. January, p. 106688, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106688>>.

KUMAR, P.; HAMA, S.; ALAA, R.; NOGUEIRA, T.; **BRAND, V. S.**; WU, H.; OLAWALE, F.; ADELODUN, A. A.; FATIMA, M. De; ASFAW, A.; HAMA, K.; CAO, S.; EL-GENDY, A.; INDU, G.; GWANYEBIT, A.; MUSTAFA, F.; MUULA, A. S.; NAHIAN, S.; CASSIA, A.; NELSON, W.; NGOWI, A. V; OLAYA, Y.; OMER, K.; OSANO, P.; SALAM, A.; NAGENDRA, S. M. S. CO₂ exposure, ventilation, thermal comfort and health risks in low-income home kitchens of twelve global cities. *Journal of Building Engineering*, v. 61, n. June, p. 105254, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2022.105254>>.

BRAND, V. S., KUMAR, P., NOGUEIRA, T., ANDRADE, M. F. Exposure to air pollutants during commuting in different transport microenvironments in São Paulo (em preparação)