

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

LUIZ FELIPPE WIESE

**MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS NA CIDADE
DE CURITIBA-PR USANDO MODELOS SEMI-EMPÍRICOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA
2017

LUIZ FELIPPE WIESE

**MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS NA
CIDADE DE CURITIBA-PR USANDO MODELOS SEMI-EMPÍRICOS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Ph.D. Patricia Krecl

Co-Orientador: Prof. Ph.D Lars Gidhagen

LONDRINA

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES
ATMOSFÉRICOS NA CIDADE DE CURITIBA-PR USANDO
MODELOS SEMI-EMPÍRICOS

por

Luiz Felipe Wiese

Monografia apresentada no dia 19 de Junho de 2017 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Admir Créso de Lima Targino
(UTFPR)

Prof. Dr. Maurício Moreira dos Santos
(UTFPR)

Profa. Dra. Patricia Krecl Abad
(UTFPR)
Orientadora

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Professora Patricia Krecl e ao Professor Admir Targino pela orientação e acompanhamento nos últimos quatro anos de trabalho, me guiando pelos caminhos do meio científico, abrindo portas e me dando oportunidades que fizeram de mim uma pessoa muito mais preparada e confiante para encarar tarefas complexas.

Aos Pesquisadores Lars Gidhagen e Jorge Amorim pela confiança depositada em mim ao permitirem que eu trabalhasse paralelamente ao projeto ParCur e pelas respostas sempre prestativas, e a todos os demais integrantes do Projeto ParCur pela disponibilização dos dados e participação nas campanhas e workshops.

Ao Professor Maurício Moreira dos Santos pelos apontamentos durante a elaboração deste TCC, abrindo meus olhos para enxergar a escrita científica sob uma ótica diferenciada.

À Maria Julia Migotto por estar ao meu lado nos momentos mais críticos e instáveis durante a realização desse trabalho, abdicando do conforto para me acompanhar durante as noites não dormidas, me dando forças para continuar e motivação para terminar o que devia ser feito.

À minha família pela compreensão nos inúmeros feriados em que não pude estar presente e pelas palavras de carinho durante todo o tempo em que estive distante.

Aos amigos Thiago Landi e Yago Cipoli pelo auxílio prestado na discussão de resultados e produção de material para esse TCC e aos demais colegas do grupo Atmospher.

À minha gata de estimação, M.I.A., que me acompanhou na escrita do TCC impecavelmente todos os dias e me possibilitou momentos de distração e descanso nesse período tão crítico.

E, por fim, agradeço à espiritualidade, a Deus, a todos os Orixás e guias espirituais pela energia cedida, sem a qual com certeza eu não teria condições físicas ou emocionais de concluir este último ano da graduação.

RESUMO

O desenvolvimento de centros urbanos gera um aumento nas emissões de poluentes atmosféricos, especialmente no setor de transportes. O uso de modelos matemáticos de dispersão para estudar a distribuição de poluentes em cenários futuros é uma ferramenta essencial para a tomada de decisões no âmbito do planejamento urbano. Este trabalho tem como objetivo validar um modelo de dispersão de micro-escala para as condições ambientais do centro de Curitiba, e sugerir medidas para diminuir os níveis de poluentes atmosféricos nessa área. O modelo semi-empírico Operational Street Pollution Model (OSPM) foi validado com medidas de BC, NO_x e MP_{2,5} realizadas entre 20/07/2016 e 25/08/2016 no interior de um cânion urbano. Foram utilizados para monitorar BC aetalômetros (Modelos AE42 e AE33, Magee Scientific - EUA); para NO_x amostradores passivos (Ogawa, EUA) e para MP_{2,5} foram coletados filtros com um impactador Harvard e posterior análise gravimétrica. Foram caracterizadas a frota de veículos, classificada por idade, tipo de veículo e combustível utilizado, a meteorologia para o período e a concentração de fundo, bem como definidos os fatores de emissão para cada categoria de veículo. As concentrações simuladas apresentaram uma boa concordância com os dados observados de MP_{2,5} ($r = 0,82$) e pouca variação em torno dos valores medidos ($DR = 0,053$). Com a análise das séries temporais observou-se que a relação entre poluentes observados e modelados, e o volume total de veículos não é direta, assim, para compreender o processo de dispersão dos poluentes atmosféricos a meteorologia e a configuração do cânion são essenciais. Calculou-se então o impacto sobre a qualidade do ar com a modernização da frota de ônibus e com a completa retirada desses veículos. As simulações mostraram uma redução de 77% nas concentrações de NO_x no cânion urbano quando a frota de ônibus foi totalmente retirada. Assim, a utilização de modelos numéricos é uma excelente ferramenta para avaliar cenários futuros de qualidade do ar, com potencial de aplicação em cidades que estejam dispostas a solucionar problemas com poluentes atmosféricos.

Palavras-Chave: Cânion Urbano; Modelos Semi-Empíricos; OSPM.

ABSTRACT

The development of cities generates an increase in the emissions of air pollutants, especially in the transportation sector. The use of mathematical dispersion models to study the distribution of pollutants in future scenarios is an essential tool for decision making within the urban planning perspective. This work aims to validate a semi-empirical micro-scale dispersion model for the environmental conditions of Curitiba's city center, and to suggest actions to reduce the pollution levels. The Operational Street Pollution Model (OSPM) was validated with measurements of BC, NO_x and PM_{2.5} performed between 20/07/2016 and 25/08/2016 inside a central urban canyon. Two aethalometer were used to monitor BC levels (Models AE42 and AE33, Magee Scientific - USA); passive samplers for NO_x measurements (Ogawa, USA) and for PM_{2.5}, filters coupled with a Harvard impactor for gravimetric analysis were collected. The following model inputs were required: street configuration, vehicle fleet classified by age, type of vehicle and fuel used, emission factors for each vehicle category, as well as meteorological information and background concentration during the study. The simulated concentrations showed a good agreement with measurements for PM_{2.5} ($r = 0.82$) and little variation was observed ($DR = 0.053$). We found that the relationship between observed and modeled pollutants, and the total volume of vehicles was not direct, thus, to understand the dispersion process of atmospheric pollutants, meteorology and the street configuration are essential data. Calculations of the impact on air quality by renewing the bus fleet and a complete withdrawal of the busses were also conducted. After the complete withdrawal of the bus fleet, the reduction on the NO_x levels reached 77%. Therefore, the use of semi-empirical models is an excellent tool for the evaluation of future scenarios of air quality, with potential of application in cities that are willing to solve problems with atmospheric pollutants.

Keywords: Street Canyon; Semi-empirical models; OSPM.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Ilustração esquemática das contribuições do transporte de larga escala, emissões regionais, background urbano e tráfego ao longo do tempo. O tamanho da contribuição varia de acordo com o poluente e as condições de dispersão..... | 21 |
| Figura 2 - Fluxos associados à relação H/W crescente: (a) $H/W > 0,05$; (b) $0,4 < H/W < 0,8$ e; (c) $H/W < 0,8$ | 22 |
| Figura 3 - Localização da Área Calma em Curitiba. Em destaque o local do cânion urbano (C) estudado, a estação meteorológica (M) do INMET, o local de monitoramento (S) na área suburbana (Sítio Cercado), o ponto de contagem (R) automatizada de trânsito com radares e a Rua Marechal Deodoro, em preto. | 32 |
| Figura 4 - Diagrama simplificado da estrutura do modelo OSPM..... | 33 |
| Figura 5 - Estrutura geométrica do cânion estudado e pontos de interesse. T: local de instalação da estação de teto; R: Local de instalação dos equipamentos a nível de rua. | 34 |
| Figura 6 - Comparação (A) e regressão linear (B) das contagens manuais (IPPUC) e automáticas (SETRAN). Exemplo para as contagens realizadas no dia 08/11/2012 no cruzamento das ruas Carlos de Carvalho e Visconde de Nacar, dentro da Área Calma..... | 37 |
| Figura 7 - Composição da frota distribuído em cada fase PROCONVE e PROMOT para Curitiba no ano de 2016. | 39 |
| Figura 8 - Fração da frota de veículos flex-fuel operando com etanol em função da relação de preços entre o etanol e a gasolina, nos postos, em cada estado. | 40 |
| Figura 9 - Corte esquemático do funcionamento do aetalômetro..... | 43 |
| Figura 10 - Vista explodida de um impactador Harvard (esq.) e corte esquemático de fluxo de um impactador Harvard, 1: entrada de ar, 2: orifício de aceleração do MP, 3: disco impactador com substrato. | 44 |
| Figura 11 - Esquema de funcionamento do DustTrak Mod. 8520. | 45 |
| Figura 12 - Vista explodida esquemática de um amostrador Ogawa. | 46 |
| Figura 13 - Ciclo diário do número de veículos para dias de semana, sábados e domingos: A) Veículos Leves e B) Ônibus. | 51 |

| | |
|--|----|
| Figura 14 - Série temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ monitoradas no cânion e na área suburbana. Em destaque os eventos extremos locais na área suburbana. | 54 |
| Figura 15 - Adequação de resolução das concentrações de $MP_{2,5}$ monitoradas no cânion..... | 55 |
| Figura 16 - Séries temporais de BC monitorado no cânion (rua e teto) e na área suburbana. | 56 |
| Figura 17 - Ciclos médios diários de BC e $MP_{2,5}$ monitorados no cânion para dias de semana e finais de semana, junto com o ciclo dos veículos leves (automóveis, comerciais a gasolina e etanol, e motocicletas), caminhões e comerciais leves movidos a diesel, e ônibus..... | 57 |
| Figura 18 - Séries temporais de $MP_{2,5}$ modelado, observado a nível de rua e número total de veículos. | 59 |
| Figura 19 - Séries temporais de BC modelado, observado a nível de rua e número total de veículos. | 61 |
| Figura 20 - Rosas das concentrações de BC e $MP_{2,5}$ observados e modelados, mostrando valores absolutos ($\mu g/m^3$) e normalizados, junto com histograma polar da direção do vento (%). | 62 |
| Figura 21 - Séries temporais de NO_x modelado para a situação atual e os dois cenários propostos e número total de veículos. Neste caso a concentração de fundo para NO_x é nula, e os valores de NO_x representam a contribuição do trânsito pelo trecho de estudo. | 64 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1: Fases dos programas PROCONVE e PROMOT..... | 39 |
| Tabela 2 - Fatores de emissão utilizados para veículos das fases L e P do PROCONVE. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN) e diesel (DSL)..... | 41 |
| Tabela 3 - Fatores de emissão utilizados para veículos das fases M do PROMOT. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN). | 41 |
| Tabela 4: Condições meteorológicas durante a campanha de monitoramento. | 49 |
| Tabela 5: Resumo da distribuição de categorias de veículos entre duas bases de dados diferentes expressas em porcentagem. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN) e diesel (DSL). | 50 |
| Tabela 6: Resumo estatístico dos poluentes monitorados de 25/07/2016 a 20/08/2016 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)..... | 52 |
| Tabela 7: Resumo do desempenho do modelo para $\text{MP}_{2,5}$ e BC. | 58 |
| Tabela 8 - Resumo estatístico das concentrações simuladas de $\text{MP}_{2,5}$ e BC, expressas em $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os valores de r são referentes ao ajuste linear entre as concentrações modeladas e o volume total de veículos leves (VL) e veículos pesados (VP). | 58 |
| Tabela 9: Resumo estatístico dos valores de incremento de NO_x modelados pelo OSPM. Os valores de r são referentes ao ajuste linear entre as concentrações modeladas e o volume total de veículos leves (VL) e veículos pesados (VP). | 64 |

LISTA DE ABREVIATURAS

| | |
|-----------|--|
| ABRACICLO | Associação Brasileira de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares |
| ANFAVEA | Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores |
| B100 | Biodiesel 100% puro |
| DETRAN/PR | Departamento de Trânsito do Paraná |
| EPA | Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental) |
| EURO | Padrão europeu de emissões veiculares |
| FE | Fatores de emissão |
| GEE | Gases de Efeito Estufa |
| IAP | Instituto Ambiental do Paraná |
| INMET | Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil |
| IPPUC | Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba |
| KTH | Kungliga Tekniska Högskolan (Instituto Real de Tecnologia Sueco) |
| OSPM | Operational Street Pollution Model |
| PCPV | Programa de Controle de Poluição Veicular |
| PROCONVE | Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores |
| PROMOT | Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares |
| RMC | Região Metropolitana de Curitiba |
| SETRAN | Secretaria Municipal de Trânsito de Curitiba |
| SIMEPAR | Sistema Meteorológico do Paraná |
| SMHI | Swedish Meteorological and Hydrological Institute (Instituto Sueco de Meteorologia e Hidrologia) |
| TCC | Trabalho de Conclusão de Curso |
| UFPEL | Universidade Federal de Pelotas |
| UFPR | Universidade Federal do Paraná |
| URBS | Urbanização de Curitiba S/A |
| UTFPR | Universidade Tecnológica Federal do Paraná |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 11 |
| 2 OBJETIVOS | 15 |
| 3 JUSTIFICATIVA | 16 |
| 4 REFERENCIAL TEÓRICO | 19 |
| 4.1 Poluição Urbana | 19 |
| 4.2 Poluição veicular..... | 23 |
| 4.3 Fatores de Emissão | 23 |
| 4.4 Estratégias para reduzir as emissões veiculares | 27 |
| 4.5 Poluentes Monitorados | 28 |
| 4.6 Modelos de Dispersão | 29 |
| 5 METODOLOGIA..... | 31 |
| 5.1 Área de Estudo | 31 |
| 5.2 Modelo OSPM | 33 |
| 5.3 Campanha de Monitoramento | 42 |
| 5.4 Validação Estatística e Cenários | 46 |
| 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 49 |
| 6.1 Condições Meteorológicas..... | 49 |
| 6.2 Frota Veicular | 49 |
| 6.3 Poluentes Monitorados | 51 |
| 6.4 Modelagem | 57 |
| 7 CONCLUSÃO..... | 66 |
| 8 TRABALHOS FUTUROS | 68 |
| REFERÊNCIAS..... | 69 |

1 INTRODUÇÃO

Viver em centros urbanos disponibiliza aos habitantes uma série de facilidades, entre elas o melhor acesso a saneamento, transporte público, energia elétrica e melhores oportunidades de trabalho (ZHANG e SHUNFENG, 2003). Estes fatores fazem com que a população urbana cresça diariamente, aumentando a demanda de recursos nas cidades, e causando vários impactos negativos ao meio ambiente (DANNI-OLIVEIRA, 2003). Associado ao processo de urbanização rápido e não planejado observado no Brasil, o aumento da atividade industrial é um dos fatores que diminui a qualidade do ar nos maiores centros urbanos do país (MOTTA e MENDES, 1995).

Os principais agentes que promovem a degradação da qualidade do ar são substâncias emitidas ou presentes na atmosfera em concentrações suficientes e com potencial para causar dano, direto ou indireto, à saúde, ao meio ambiente ou ao patrimônio (EPA, 2007). Poluição atmosférica é a presença de uma ou mais substâncias químicas em concentrações suficientes para causar danos em seres humanos, em animais, em vegetais, ou em materiais (VALLERO, 2008).

A poluição atmosférica tem várias escalas de abrangência espaço-temporal segundo o tempo de residência dos poluentes na atmosfera e as condições meteorológicas para a dispersão desses poluentes. Na escala global os efeitos percorrem distâncias maiores do que 5000 km e, entre estes efeitos, estão a diminuição da espessura da camada de ozônio estratosférico, o incremento na concentração dos gases do efeito estufa na baixa atmosfera e as interações entre aerossóis e variáveis climáticas (SEINFELD e PANDIS, 1998); na escala regional ou sinótica, devido ao transporte de massas de ar poluídas de uma região para outra, representados por deposições ácidas e transporte em larga escala de plumas de poluentes (TARGINO *et al.*, 2013) e; escala local, representada por exemplo pela poluição devido à emissões veiculares em cânions urbanos (KRECL *et al.*, 2015), sendo essa última objeto de estudo deste trabalho.

Cânions urbanos são definidos como ruas fechadas por construções em suas laterais, onde os poluentes concentram-se devido ao fluxo elevado de

veículos e a circulação de vento dificultada pela configuração dos prédios, o que caracteriza esses locais *hot-spots* de acúmulo de poluentes atmosféricos (GUALTIERI, 2010).

Por estarem frequentemente localizados em regiões centrais, os cânions urbanos são de grande interesse pois a circulação de pessoas nesses ambientes é constante e, quando inseridas em zonas comerciais, são o principal ambiente de exposição de trabalhadores, pedestres e moradores a diferentes espécies de poluentes atmosféricos (CARVALHO, 2017).

Os poluentes atmosféricos são agrupados como gases e material particulado (MP), sendo os últimos definidos como partículas sólidas ou líquidas em suspensão na atmosfera (HINDS, 1999; SEINFELD e PANDIS, 1998). O MP pode ser classificado de acordo com o diâmetro aerodinâmico (d_a)¹ das partículas. As partículas ultrafinas ($0,01 < d_a < 0,1\mu\text{m}$) são mensuradas geralmente em concentração do número de partículas por centímetro cúbico ($\#/ \text{cm}^3$), enquanto o material particulado fino $\text{MP}_{2,5}$ ($d_a < 2,5\mu\text{m}$) e grosso ($2,5 < d_a < 10\mu\text{m}$) são geralmente quantificados em concentração de massa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Dentro da fração $\text{MP}_{2,5}$ está o *black carbon* (BC), que contribui usualmente com 2-18% em massa para esta fração (HITZENBERGER *et al.*, 2006; BABICH *et al.*, 2011; PERÉZ *et al.*, 2010) mas podendo chegar a contribuir com mais de 35% da massa de $\text{MP}_{2,5}$ no caso de grandes metrópoles como São Paulo e Pequim (ANDRADE *et al.*, 2010; DAN *et al.*, 2004).

Embora medidas *in loco* desses poluentes sejam cruciais para determinar o seu comportamento, elas demandam muito tempo e só podem ser desenvolvidas em locais específicos, o que torna as medidas muito limitadas em representatividade espaço-temporal (TIAN e CHEN, 2010). Assim faz-se necessária a aplicação de ferramentas rápidas e convenientes para determinar a distribuição de poluentes nos centros urbanos em áreas onde as campanhas de monitoramento são inviáveis, demandando grande investimento de recursos financeiros e humanos para serem realizadas (HERTEL e BRANDT, 2009; KAKOSIMOS *et al.*, 2010).

Uma ferramenta amplamente utilizada para diagnóstico e previsão da qualidade do ar é a aplicação de modelos numéricos de dispersão de poluentes.

¹ O diâmetro aerodinâmico é definido como o diâmetro de uma esfera com uma densidade padrão de $1\text{g}/\text{cm}^3$, que se deposita na mesma velocidade terminal que a partícula de interesse (HINDS, 1999).

Na Europa, o uso da modelagem para tomada de decisões é um processo bem estabelecido, tendo sido aceito legalmente para determinar a qualidade do ar em 1996 (EPCEU, 2008), o que promoveu o desenvolvimento de diversas técnicas de modelagem da emissão e dispersão de poluentes (HERTEL e BRANDT, 2009). Em 2007, 13 dos 27 países da União Europeia já utilizavam modelos para identificar concentrações elevadas de poluentes atmosféricos (NAGL *et al.*, 2006).

Dentre outras categorias existentes, temos como ferramenta de aplicação ágil os modelos semi-empíricos. Esses modelos parametrizam vários processos de escalas menores, ou seja, ao invés de descrever o comportamento de certos fenômenos, como a turbulência gerada pelos veículos ou a deposição de partículas pesadas, através de equações matemáticas, essas equações podem ser substituídas por valores pré-estabelecidos experimentalmente, reduzindo a capacidade computacional necessária para extrair resultados válidos. Contudo, para que os modelos possam ser utilizados, eles devem ser previamente validados para as condições locais, através da comparação das concentrações de poluentes simuladas e medidas na área de estudo (VARDOULAKIS, *et al.* 2007).

Um modelo semi-empírico bem estabelecido internacionalmente para cânions urbanos é o *Operational Street Pollution Model* (OSPM), desenvolvido pelo Departamento de Ciências Ambientais da Universidade de Aarhus, na Dinamarca. O OSPM propõe-se a modelar o comportamento dos poluentes no interior de cânions urbanos através de uma série de parametrizações e informações de entrada (inputs) fornecidos pelo usuário e concentrações dos poluentes no *background* urbano (TASEIKO *et al.*, 2009).

No Brasil, a modelagem de poluentes atmosféricos é realizada principalmente para avaliar a exposição dos trabalhadores em indústrias (PAZ, 2007; BARBON e GOMES, 2010) ou simular a dispersão em escalas maiores (FREITAS, 2005; MOREIRA, 2007), e poucos estudos focam na distribuição espacial dos poluentes em centros urbanos (BENDER e DZIEDZIC, 2014).

Este trabalho de conclusão de curso (TCC) está sendo desenvolvido no marco do projeto ParCur “Emissões de material particulado e fuligem e seu impacto na qualidade do ar da região metropolitana de Curitiba”. O projeto é liderado pelo Serviço Meteorológico e Hidrológico da Suécia (SMHI) em parceria

com o Instituto Real Sueco (KTH), a Universidade Federal do Paraná (UFPR), a Universidade Federal de Pelotas (UFPEL) e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e conta com a participação de diversas secretarias do município de Curitiba, do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), da agência de proteção ambiental sueca (Swedish EPA), do Departamento de Trânsito do Paraná (DETRAN-PR), e do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR).

O enfoque principal deste TCC é o diagnóstico da qualidade do ar em uma rua com alto fluxo de veículos na região central da cidade de Curitiba e, em sequência, propor estratégias para reduzir os níveis de poluição particulada nessa área. Para isso será utilizado o OSPM, após a devida validação, como ferramenta para a modelagem de cenários futuros, buscando soluções aplicáveis ao contexto urbano de Curitiba.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é medir e modelar a variabilidade temporal dos poluentes atmosféricos num cânion urbano no centro de Curitiba com alto trânsito veicular. Ao final espera-se analisar o impacto de possíveis mudanças na composição da frota circulante na qualidade do ar através da modelagem numérica de microescala.

Os objetivos específicos são:

- Estudar a variabilidade de BC e $MP_{2,5}$ no interior de um cânion urbano;
- Validar o modelo OSPM com as observações realizadas no período de amostragem;
- Avaliar os fatores que influenciam nos níveis de poluentes no interior de cânions urbanos como a variação das emissões veiculares, fluxo de veículos e características da frota;
- Propor cenários futuros, como a limitação de tráfego e alterações nos itinerários do transporte público, visando melhorar a qualidade do ar na área escolhida;
- Avaliar o impacto dos cenários sobre a qualidade do ar.

3 JUSTIFICATIVA

Dados divulgados pela Organização Mundial da Saúde mostram que no ano de 2012, 3,7 milhões de mortes foram associadas à poluição atmosférica em ambientes abertos nas cidades, valor quase três vezes maior do que o computado quatro anos antes (WHO, 2016). Além disso, 88% das mortes ocorrem em países de renda média ou baixa, que concentram 82% da população mundial, o que nos alerta para a importância da avaliação deste fator de risco para a melhoria na qualidade de vida (WHO, 2016).

Dentro da ampla gama de poluentes particulados, o MP_{2,5} e o BC têm grande destaque nos possíveis riscos à saúde. As partículas finas penetram e se alojam em regiões profundas dos pulmões, causando diferentes efeitos na saúde associados a exposições de curto e longo prazo, entre eles o desenvolvimento ou progressão de Doenças Pulmonares Obstrutivas Crônicas (DPOC), stress oxidativo e inflamações do sistema cardiovascular e cerebral (POPE III e DOCKERY, 2006; WHO, 2016).

Devido ao seu tamanho reduzido, entre 10 e 50nm (BOND, 2012), o BC tem um alto poder de penetração nas vias respiratórias inferiores, onde possuem o maior potencial de danos à saúde (KAMPA e CASTANAS, 2008; BRUCE, PEREZ-PADILLA e ALBALAK, 2000). Associado a esse poder de penetração, o BC pode carregar consigo compostos cancerígenos devido à sua porosidade, elevando ainda mais o risco de sua inalação (KAMPA e CASTANAS, 2008).

O BC é originado na queima incompleta de combustíveis fósseis e biomassa, sendo as emissões veiculares pelo escapamento uma grande fonte em áreas urbanas. A médio e longo prazo, a poluição veicular, particularmente a de veículos a diesel, promove e potencializa doenças como asma, bronquite e alergias (BERNSTEIN *et al.*, 2004; KÜNZLI *et al.*, 2000) e até mesmo câncer devido à característica carcinogênica do MP emitido pela queima desse combustível (ATTFIELD *et al.*, 2012; SILVERMAN *et al.*, 2012). Na cidade de São Paulo, o alto nível de poluição veicular é o responsável por cerca de 4000 mortes anuais, ultrapassando o número de óbitos causados por AIDS e tuberculose (SALDIVA *et al.*, 2010).

Além dos efeitos adversos à saúde humana, o BC contribui para o aquecimento global. Por exemplo, quando se deposita sobre superfícies claras, como a neve ou geleiras, ou se combina com outros componentes atmosféricos, o BC altera o balanço radiativo de nuvens e superfícies congeladas, contribuindo para a aceleração do degelo e o aquecimento da baixa atmosfera (BOND, 2012). Em uma escala global, o potencial de aquecimento das partículas de é de 5 a 340 vezes maior do que o do CO₂ (MYHRE, 2008), porém os danos em escalas menores também podem ser sentidos nas estruturas das cidades, sendo visível a degradação física e estética dos materiais construtivos devido à deposição de BC (EPA, 2012).

Anualmente, os gastos com internações por problemas relacionados à poluição do ar atingem US\$ 1,58 trilhão na Europa (WHO, 2015). No Brasil estes custos foram estimados na cidade de São Paulo e atingiram a marca de US\$ 3,222 milhões no ano de 2005 (MIRAGLIA, 2005). Este custo não é repassado para os principais poluidores, que são os donos dos veículos à combustão e indústrias (KÜNZLI *et al.*, 2000), e sim arcado pelos cofres públicos. Esse montante poderia ser minimizado e a verba direcionada para outras áreas carentes de investimento, o que justifica estudos abordando a qualidade do ar em ambientes urbanos visando reduzir as concentrações de poluentes atmosféricos.

Objetivando a minimização destes custos, tomadores de decisão no âmbito municipal precisam do diagnóstico da qualidade do ar e da identificação dos principais emissores para estudar soluções que melhorem a qualidade do ar respirado nas cidades. A ferramenta que mais se adequa a este propósito são os modelos de dispersão de poluentes, que possibilitam simular diferentes cenários ao alterar seus parâmetros, como a redução do tráfego de veículos pesados em uma determinada localidade ou alteração nos limites de velocidade ou uma frota rodando com combustíveis mais limpos.

No Brasil, apenas 266 estações monitoraram a qualidade do ar no ano 2012 em 9 dos 27 estados, sendo que somente 36 estações estavam equipadas com monitores de MP_{2,5}. Esse poluente só está regulamentado no estado de São Paulo, que conta com 13 das 36 estações de MP_{2,5}, e não existem equipamentos para monitoramento ou padrões de concentração de BC estabelecidos (IEMA, 2014). Muitas vezes essa informação é usada apenas para descrever a condição

atual, e não para balizar ações de gerenciamento da qualidade do ar. Sabendo disso, devemos utilizar o interesse público a favor da pesquisa e aproveitar a oportunidade de cooperação com órgãos governamentais para propor e implementar soluções concretas que visem reduzir a poluição atmosférica, especialmente em áreas com alta densidade demográfica.

Esta oportunidade surgiu com o projeto ParCur, cujo objetivo geral é fortalecer a cooperação bilateral entre a Brasil e Suécia em termos de pesquisa aplicada à qualidade do ar, quantificando as emissões de MP_{2,5} e BC e seu impacto nos níveis de poluição do ar da Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Poluição Urbana

Em um ambiente urbano, os poluentes atmosféricos podem estar presentes nas fases sólida, líquida ou gasosa. Dentre os poluentes gasosos que afetam a qualidade do ar urbana, podemos citar o monóxido de carbono (CO), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e o ozônio troposférico (O₃) (STEINLE, 2013).

O CO é emitido por processos de combustão e está associado a efeitos deletérios à saúde. A exposição aguda e crônica a esse poluente está ligada a problemas cardiovasculares e pulmonares. Os efeitos incluem enxaqueca, irritabilidade, arteriosclerose, e aumento nas chances de obstruções pulmonares e câncer de pulmão (RAUB *et al.*, 2000).

Os SO_x são formados nos processos de queima de combustíveis que contêm enxofre, como carvão e óleo. O SO₂ produzido nas reações de combustão é dissolvido na água suspensa na atmosfera, formando ácido sulfúrico, precipitando em forma de chuva ácida, e se combina com outros compostos formando sulfatos e particulados finos. Seus efeitos na saúde incluem o agravamento de doenças cardiorrespiratórias, redução da capacidade pulmonar e irritação no trato respiratório (CHEN *et al.*, 2007).

Os NO_x são emitidos pela queima de combustíveis fósseis e biomassa (VAN ARDENNE, 1999). Quando emitidos pelos veículos, são gerados principalmente na forma de NO e são rapidamente convertidos em NO₂ na atmosfera devido à reação de formação de ozônio troposférico (KAMPA e CASTANAS, 2008). Os efeitos do NO_x incluem o aumento na susceptibilidade a infecções respiratórias, como enfisema e asma (CHEN *et al.*, 2007; KAMPA e CASTANAS, 2008).

O O₃ troposférico é um poluente secundário formado a partir da reação de precursores, como o NO_x, CO e CH₄, com a radiação solar (LAL, 2000). Os efeitos do ozônio à saúde incluem dores agudas no peito, ressecamento de vias aéreas inferiores, coriza, falta de ar, dores de cabeça e náuseas (LIPPMANN, 1989). Devido à sua capacidade de ser transportado por grandes distâncias, o

O₃ pode afetar áreas rurais, onde altera a formação foliar de vegetais, levando a perdas na produção agrícola em áreas extensas (SCHENONE e LORENZINI, 1992).

Os poluentes particulados possuem efeitos diversos sobre o trato respiratório e a profundidade dos danos causados está ligada diretamente ao *da* das partículas. Em ambientes urbanos, as partículas finas são principalmente emitidas pelos motores à combustão e penetram até os alvéolos pulmonares. Incrementos nas concentrações desta espécie de poluente estão relacionados a aumentos nas internações por problemas respiratórios e cardíacos (BRUNEKREEF e HOLGATE, 2002; WHO, 2013). Recentemente descobriu-se que os danos causados pelo MP são ainda mais graves quando levadas em conta as nanopartículas, pois elas atravessam as mucosas das vias aéreas superiores e seguem diretamente ao cérebro, causando pequenos infartos e danificando neurônios (MAHER, 2016).

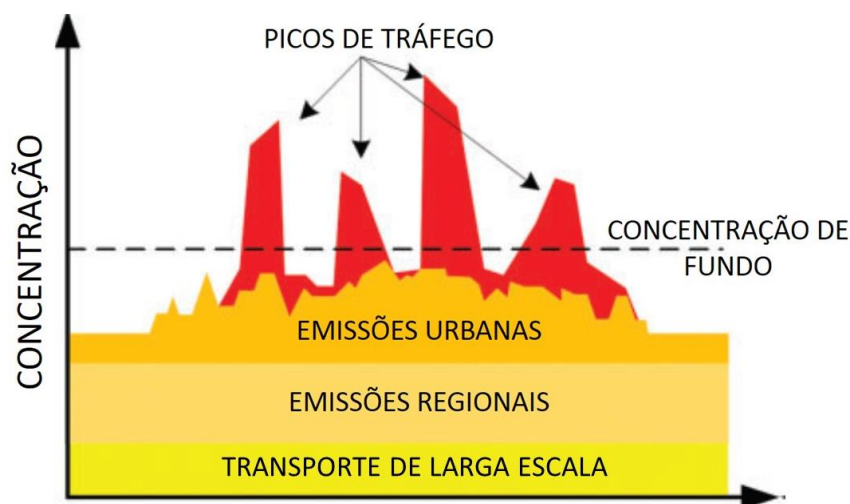
As partículas de BC são uma fração importante do MP_{2,5} contribuindo, em ambientes urbanos, com frações entre 20%, quando monitoradas em condições sem a influência direta da fonte emissora, e 80%, quando monitoradas próximas à fonte, a nível de rua (TARGINO *et al.*, 2016), aquecendo a atmosfera devido à sua capacidade de absorção de radiação solar em todos os comprimentos de onda do espectro visível, e foi recentemente reavaliado como a segunda espécie que mais contribui para o aquecimento global, logo após o CO₂ (BOND, 2007). A isto se acrescenta o efeito potencial de aquecimento global 190 a 680 vezes maior do que o CO₂ (BOND, 2007), o que eleva a importância de estudos envolvendo o BC. Vários sinônimos são utilizados para referir-se ao BC na literatura mais antiga (e.g., fuligem, *Elemental Carbon (EC)*, *Light Absorbing Carbon (LAC)*, *Black Smoke (BS)*), mas a definição que adotaremos é a apresentada por BOND e colaboradores (2012): uma grande absorção de radiação visível com uma seção transversal de absorção² de no mínimo 5 m²g⁻¹ no comprimento de onda de 550nm, temperatura de vaporização próxima de

²Definida como o coeficiente de absorção da partícula dividido pela densidade numérica (nº de partículas por unidade de volume) e é um indicador da quantidade de radiação absorvida por determinada partícula (SEINFELD & PANDIS, 1998).

4000K, insolúvel em água, solventes orgânicos e outros componentes atmosféricos e, é formado por pequenas esferas de carbono.

A poluição atmosférica em cânions urbanos é caracterizada principalmente pela forte influência das emissões automotivas e dos picos de trânsito. O volume de tráfego, em conjunto com a dificuldade de circulação do vento, eleva os níveis dos poluentes nos horários com maior fluxo de veículos. Em uma escala maior, já não tão influenciada pelo volume de veículos, as concentrações de poluentes são o resultado do efeito sinérgico de emissões de fontes industriais, veiculares e fatores meteorológicos, levando à variabilidade espaço-temporal na qualidade do ar no nível da rua (Figura 1) (RICHMOND-BRYANT *et al.*, 2009). O resultado desta combinação é chamado de poluição de fundo, e não pode ser desconsiderado na composição total dos níveis de poluentes (KAKOSIMOS *et al.*, 2010).

Figura 1 - Ilustração esquemática das contribuições do transporte de larga escala, emissões regionais, background urbano e tráfego ao longo do tempo. O tamanho da contribuição varia de acordo com o poluente e as condições de dispersão.



Fonte: KAKOSIMOS *et al.*, 2010 (Adaptada).

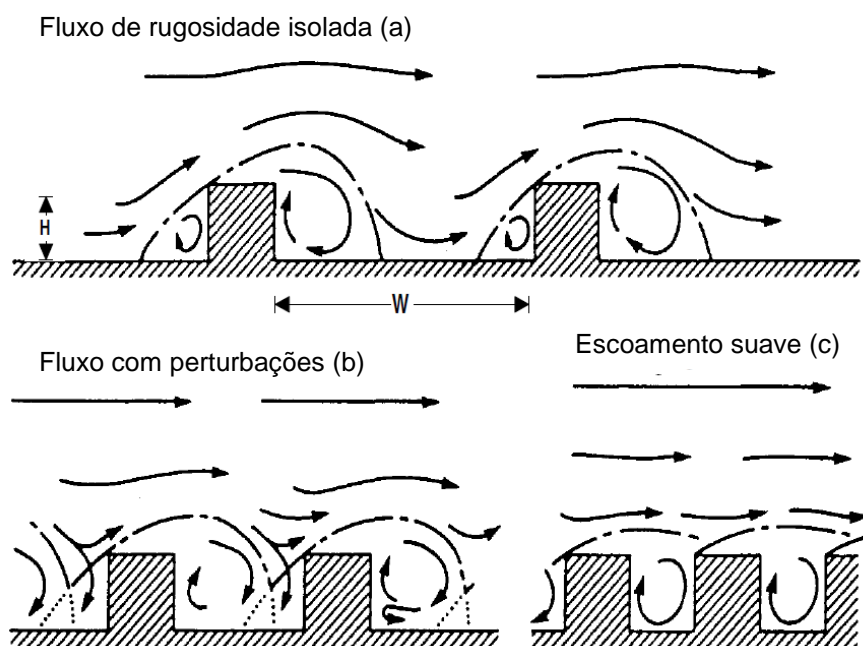
Contribuindo para a elevação das concentrações em uma escala regional, poluentes gerados em áreas próximas às cidades podem elevar a concentração de fundo para vários poluentes com um tempo de residência maior. Targino e colaboradores (2013) relatam que eventos de transporte em larga escala de massas de ar que passam sobre áreas onde é praticada a queima de resíduos

de agricultura podem elevar os níveis de $MP_{2,5}$ na concentração de fundo em até cinco vezes e as concentrações de O_3 troposférico em duas vezes.

Características como o alto fluxo de veículos e a baixa ventilação natural fazem dos cânions urbanos locais de extremo interesse para pesquisas relacionadas aos impactos dos poluentes atmosféricos à saúde. Variáveis meteorológicas como velocidade e direção do vento influenciam na distribuição dos poluentes ao longo dos cânions, assim como a altura das construções e a largura da via (VARDOULAKIS *et al.*, 2003). Estas estruturas são estudadas por serem *hot-spots*, isto é, locais onde a emissão de fontes diversas expõe a população a riscos elevados de danos à saúde, incluindo o efeito sinérgico associado a outros poluentes pré-existentes (CalEPA, 1987).

De acordo com sua largura os cânions são classificados como: largos, quando a razão entre sua altura (H) e sua largura (W) é inferior a 0,5; regulares, quando H/W fica próximo de 1; e profundos, quando H/W assume valores maiores do que 1,3. Estas configurações diferentes geram formatos e intensidades diferentes de vórtices alterando o padrão de circulação dentro da estrutura (Figura 2) (VARDOULAKIS *et al.*, 2003; PARK *et al.*, 2004).

Figura 2 - Fluxos associados à relação H/W crescente: (a) $H/W > 0,05$; (b) $0,4 < H/W < 0,8$ e; (c) $H/W < 0,8$.



Fonte: OKE, 1988 (Adaptada).

4.2 Poluição veicular

A poluição urbana é principalmente oriunda das emissões veiculares que circulam nessas regiões (SPADARO e RABL, 2001; BRUNEKREEF e HOLGATE, 2002) através de emissões de exaustão; de abrasão e evaporativas. Emissões de exaustão são os produtos primários da combustão dos combustíveis utilizados, sendo formada por uma mistura variável de compostos orgânicos e inorgânicos (EEA, 2016). Sua composição depende do tipo de combustível utilizado e de condições ambientais e de ajuste do motor (EEA, 2016; HERTEL e GOODSITE, 2009). Emissões de abrasão são originadas pelo atrito das peças do veículo, dos freios e dos pneus com o solo. Esta forma de emissão é importante para os níveis de MP e de alguns metais pesados.

Emissões evaporativas são o resultado dos vapores liberados pelos sistemas de abastecimento (postos de combustível e veículos no momento do abastecimento) e são fontes importantes de compostos orgânicos voláteis (COVs) (EEA, 2016).

4.3 Fatores de Emissão

Para realizar o cálculo das emissões veiculares é necessário, entre outras condições abordadas posteriormente, associar cada tipo de veículo que com fatores de emissão (FE) desses veículos para cada poluente. Os FE representam as emissões típicas de cada veículo em uma taxa média de atividade quando o veículo é conduzido de uma maneira pré-definida. A unidade típica dos FE é g.km^{-1} ou g.l^{-1} de combustível queimado (COOPER e ALLEY, 2011).

As quantidades emitidas de cada poluente pelo escapamento dependem do design e ciclo de operação do motor, modo de direção (agressividade ou passividade), grau de manutenção veicular, composição do combustível, e características ambientais (COOPER e ALLEY, 2011).

O método brasileiro para se determinar o FE em diferentes categorias de veículos é regulamentado Ministério do Meio Ambiente (MMA) e estabelecido no 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por veículos Automotores Rodoviários (2011).

O FE de um veículo é determinado a partir de uma amostra de carros recém-fabricados e tem como objetivo verificar se este veículo atende os padrões de emissão estipulados pela legislação no momento em que é comercializado. A seguir estão descritos alguns fatores que influenciam os FE direta ou indiretamente.

4.3.1 Design e ciclo de operação do motor

A razão ar-combustível (R_{ac}) (Equação 1) de operação do motor é o fator operacional mais impactante nas emissões, tanto para motores de ciclo Otto (gasolina e etanol) quanto para motores de ciclo Diesel, e é calculada como:

$$R_{ac} = \frac{\left(\frac{m_{ar}}{m_c}\right)_{real}}{\left(\frac{m_{ar}}{m_c}\right)_{est.}}, \quad (1)$$

sendo m_{ar} a massa de ar injetado na câmara de combustão e m_c a massa de combustível injetado na câmara. O numerador da Equação 1 é referente ao que é realmente injetado no motor e o denominador ao equilíbrio estequiométrico da reação.

Para uma queima ideal, a R_{ac} deve ser igual a 1, ou seja, a quantidade de ar e combustível utilizados na queima deve ser exatamente o determinado pela estequiometria da reação. O que se consegue, porém, são valores muito próximos de 1, havendo sempre uma perda de eficiência na mistura. Com essa ineficiência, subprodutos da combustão, como NO_x , CO, CO_2 e BC, são emitidos na atmosfera (WU, 2004; COOPER e ALLEY, 2011).

A melhoria desta razão ou da eficiência de queima é realizada através da atualização da tecnologia de fabricação dos motores e da legislação mais rígida, forçando limites cada vez mais estreitos para a operação (COOPER e ALLEY, 2011). WU *et al.* (2004) mostram que, para motores do ciclo Otto, utilizando um combustível com 10% de etanol, uma R_{ac} pouco maior que 1, ou seja, com um ligeiro excesso de ar na mistura, reduz significativamente as emissões de hidrocarbonetos e CO, enquanto elevam as emissões de CO_2 , indicando uma queima mais eficiente.

Para veículos a diesel, a R_{ac} não é muito abordada pois os fatores que têm maior influencia nas emissões são a rotação do motor e a taxa de

compressão do ar na câmara do pistão. O valor ideal de R_{ac} para motores de ciclo Diesel é de aproximadamente 15,6, enquanto para veículos operando no ciclo Otto utilizam $R_{ac} = 14,7$.

4.3.2 Modo de direção e manutenção veicular

A maneira de dirigir um veículo influencia diretamente nas emissões geradas pelo automóvel, sendo o fator que mais afeta as emissões em veículos a diesel (CLARK, 2002). Um motor trabalhando a uma rotação mais alta possui um tempo de ciclo de pistão menor e, assim, um tempo de queima menor. Isto faz com que as emissões de CO e hidrocarbonetos não queimados sejam maiores quando comparadas a um motor trabalhando em um ritmo mais lento (HSIEH *et al.*, 2002).

A falta de manutenção apropriada no veículo também gera elevação nas emissões. TSAI *et al.* (2000) indicam que a manutenção em ciclomotores pode ter efeitos benéficos nas emissões de poluentes, bem como o uso de tecnologias como catalisadores para a minimização das emissões.

4.3.3 Composição do combustível

Uma variável importante na emissão atmosférica de veículos é a quantidade de impurezas no combustível. Contaminantes como o enxofre, ao queimarem na câmara de combustão, transformam-se em SO_2 , que, além de contribuir para a chuva ácida e causar danos à saúde, contamina os catalisadores e eleva indiretamente as emissões de CO e COVs.

No Brasil, programas como o Pró-Alcool promoveram o uso de combustíveis mais limpos. HSIEH *et al.* (2002) e WU *et al.* (2004) mostraram como a adição de 10% etanol na gasolina pode elevar a potência do motor enquanto diminui as emissões devido ao oxigênio presente nas moléculas do álcool, o que ajuda a enriquecer o processo de combustão. Esta redução pode chegar a 53% das emissões de CO, 19% das emissões de NO_x e 12% de redução nas emissões de hidrocarbonetos para a adição de 50% de álcool à gasolina (COSTA, 2015).

Outros programas de redução de emissões através de mudanças no combustível atuam na cidade de Curitiba. No ano de 2009, a Urbanização de Curitiba S.A. (URBS), companhia responsável pela gestão do transporte público na capital, deu início ao Projeto Biodiesel B100. A companhia, pioneira em diversas ações de melhorias em transporte, adicionou seis ônibus movidos a biodiesel B100, ou seja, sem adição de diesel de petróleo, no corredor de transporte da Linha Verde. Estes veículos apresentaram redução de 30% nas emissões de CO e de mais de 65% no índice de opacidade, que regula as emissões de fumaça (URBS, 2016). Em 2013 a frota de ônibus B100 na cidade chegou a 34 veículos e o exemplo está sendo estudado para aplicação em outras capitais (URBS, 2016).

No ano de 2012, a cidade apresentou o “Hibribus”, um modelo de ônibus que possui dois motores paralelos, um elétrico e outro movido à B100. Dez veículos do modelo híbrido foram incluídos no sistema viário de Curitiba substituindo dez veículos antigos da frota de transporte público. Este modelo apresentou grandes reduções nas emissões de MP (89%), NO_x (80%) e CO₂ (35%), além de uma redução de 35% no consumo de combustível (URBS, 2016).

4.3.4 Características ambientais

Condições como a temperatura ambiente ou a pressão atmosférica influenciam significativamente as emissões veiculares. Fatores ambientais alteram a R_{ac} devido à variação das densidades dos combustíveis e do ar, uma vez que a proporção entre as partes é calculada em massa, mas a injeção é volumétrica na câmara de combustão (COOPER e ALLEY, 2011). Como não há a possibilidade de controle de condições ambientais, o que resta é o ajuste do motor para que, mesmo com a partida a frio, os níveis de poluentes não ultrapassem o permitido pela legislação.

4.3.5 Idade dos veículos

Dois fatores principais influenciam nos FE quando falamos da idade dos veículos. O primeiro deles é a deterioração das peças do motor conforme o

veículo acumula quilometragem, ocorre o desgaste nas peças do motor, o que faz com que veículos emitam concentrações maiores de poluentes após algum tempo de uso do que emitiam ao serem fabricados. O segundo fator é a melhoria da tecnologia, o que implica que veículos produzidos hoje possuem FE menores quando comparados a veículos novos produzidos alguns anos atrás (CLARK *et al.*, 2002).

Veículos antigos tendem a sair de circulação com o passar dos anos, porém, no Brasil nem sempre são retirados dos cadastros automatizados, fazendo com que haja uma superestimativa das emissões caso esses veículos sejam considerados circulantes. Para resolver este problema são aplicadas curvas de sucateamento, que simulam o processo pelo qual os veículos saem de circulação, retirando-os da base de dados a ser utilizada para o estudo (MCT, 2006).

Além disso, equipamentos obrigatórios como o catalisador ou melhorias como o uso de etanol no combustível não estavam disponíveis em veículos mais antigos e seus FE não podem ser considerados os mesmos de veículos recém-fabricados. Assim, para caracterizar as emissões da frota com maior precisão, faz-se necessária a separação da frota existente em faixas de ano de produção.

4.4 Estratégias para reduzir as emissões veiculares

Uma vez que saem das concessionárias, a responsabilidade pelos veículos passa a ser do comprador, bem como sua operação, manutenção e controle de emissões. Contudo, criar e manter programas de controle que regulamentam as emissões veiculares é responsabilidade do governo (COOPER e ALLEY, 2011). A rigidez e a periodicidade de cobrança das inspeções veiculares afetam os FE reais. LAWSON e colaboradores (2012), em um estudo realizado na cidade de Los Angeles, apontam que com revisões a cada dois anos grande parte dos veículos é reprovado em testes de níveis de emissão entre as inspeções obrigatórias.

Para que um programa de inspeção e manutenção veicular seja aplicado de maneira correta, ele deve contar com testes padronizados de emissões, obrigatoriedade de adesão, mecânicos qualificados e treinados para realizar diagnósticos e reparos, padrões diferenciados para veículos em uso,

minimização das isenções e um período viável de revisão e renovação (COOPER e ALLEY, 2011).

Devido ao alto custo de se inspecionar todos os veículos registrados, uma alternativa mais viável são os planos de controle e gerenciamento de tráfego. No Brasil temos o exemplo da cidade de São Paulo, que elaborou o Plano de Controle de Poluição Veicular (PCPV) no ano de 2011 e, desde então, demonstra uma queda constante nas emissões de MP e gases de efeito estufa através de ações como o rodízio de veículos, que tende a reduzir o volume de carros circulando diariamente (CETESB, 2014). Estas medidas podem ser mais eficientes na redução das emissões, pois, ao invés de concentrarem seus esforços individualmente nos veículos, agem em áreas de interesse. Enquanto as técnicas de controle de tráfego colocam medidas de redução do número de veículos nas ruas, as medidas de gerenciamento buscam a fluidez do trânsito, diminuindo o tempo do veículo parado em situações de *stop-and-go*, quando o motorista é obrigado a parar o veículo e logo em seguida arrancar devido à congestionamentos (WU *et al.*, 2010; COOPER e ALLEY, 2011).

Várias medidas de controle de tráfego podem ser aplicadas para a redução do nível de poluentes em uma área, entre elas: (i) a restrição de uso dos veículos; (ii) a melhoria na tecnologia do motor do transporte coletivo; (iii) a remoção voluntária de veículos antigos e; (iv) a limitação de tráfego de veículos pesados. A proposta desse estudo será focar nas medidas (ii) e (iv).

4.5 Poluentes Monitorados

O $MP_{2,5}$ é um dos poluentes mais utilizados como indicador da qualidade do ar em cidades (WHO, 2016), e emissões antropogênicas correspondem, em média, a cerca de 25% da emissão global de MP (GINOUX *et al.*, 2012). A exposição a essas partículas mais finas oferece um risco maior de danos à saúde se comparada a inalar partículas com um d_a maior, pois, devido ao seu tamanho reduzido, o $MP_{2,5}$ alcança regiões mais profundas do sistema respiratório, o que as confere uma maior biodisponibilidade (VALLERO, 2008).

O $MP_{2,5}$ representa um risco à saúde mesmo em concentrações reduzidas. Apesar de não haverem estudos determinando uma concentração abaixo da qual não há danos, valores para limitar as emissões de $MP_{2,5}$ estão

definidos com o objetivo de reduzir ao máximo os níveis desses poluentes na atmosfera (WHO, 2016).

Os efeitos do $MP_{2,5}$ à saúde estão intimamente ligados ao tamanho reduzido das partículas e sua capacidade de penetração no sistema respiratório. Ao se alojarem nos alvéolos pulmonares, as partículas estimulam etapas oxidativas nas células, o que pode causar inflamações e iniciar processos cancerosos no sistema respiratório.

Sendo produzido através da queima incompleta de biomassa e combustíveis, o BC torna-se um poluente de grande importância em centros urbanos, onde o fluxo de veículos à combustão é intenso. Apesar de o BC ser emitido por diversas fontes, como a queima de lenha e carvão em residências, grandes plantas de energia termoelétrica e indústrias pesadas, as emissões deste poluente têm sido abordadas e reguladas majoritariamente no setor de transportes (BOND *et al.*, 2012).

Conforme os países tornam-se desenvolvidos, a principal fonte de BC passa de queima de biomassa em residências justamente para o setor de transportes, devido ao aumento da motorização e do setor logístico (BOND, 2012; LAMARQUE, 2010). Essa mudança nos tipos e níveis de emissão ocorre no Brasil, fazendo com que o país ocupe hoje a 4^o colocação no ranking de países que mais emitem BC na atmosfera, acima dos EUA e de todos os países europeus (EPA, 2012).

Os efeitos do BC na saúde assemelham-se aos danos causados pelos MP em geral, agravando doenças respiratórias e cardiovasculares, e processos inflamatórios no sistema respiratório. Devido a esses efeitos, a fumaça emitida por veículos à diesel, maiores fontes de BC no ambiente urbano, foi elevada do status de 'provavelmente carcinogênico' para 'carcinogênico' (WHO, 2012).

4.6 Modelos de Dispersão

Modelos de dispersão diferem entre si principalmente pelo princípio matemático e complexidade. Quanto a complexidade, os modelos podem ser classificados de maneira simplificada em modelos paramétricos e modelos numéricos. Modelos numéricos utilizam dois tipos de abordagem: a euleriana, que calcula as concentrações integradas sobre uma grade pré-definida de

pontos, sendo melhor aplicados a escalas regionais ou globais e; a lagrangeana, que considera como referencial uma parcela da própria pluma de poluentes e acompanha sua concentração conforme ela se dispersa, sendo mais precisa para escalas menores e fontes pontuais, simplificando fenômenos como a deposição e a turbulência atmosférica, o que torna essa técnica imprópria para modelar áreas maiores (SEINFELD e PANDIS, 1998).

Existe uma grande gama de modelos utilizados para analisar a dispersão em cânions urbanos. As informações fornecidas por estes modelos podem ser utilizadas em funções que variam desde a previsão dos níveis de poluentes em uma determinada área até o gerenciamento e planejamento urbano (VARDOULAKIS, 2003). Modelos de microescala podem ser usados para avaliar a qualidade do ar em áreas no interior de cidades, como em cânions urbanos, enquanto fornecem apoio a tomadores de decisão em estratégias de diminuição de tráfego (VARDOULAKIS, 2003).

Os modelos numéricos de dispersão de poluentes atmosféricos, que estão baseados exclusivamente em equações de dispersão e fluxo, tomam muito tempo e são muito complexos para aplicações práticas que demandam respostas rápidas, por isso, os modelos paramétricos são mais aplicados e utilizados em pesquisas e previsão de cenários (BERKOWICZ, 2000; KAKOSIMOS *et al.*, 2010).

Dentre os modelos paramétricos destaca-se o Operational Street Pollution Model (OSPM), que calcula as concentrações dos poluentes de interesse considerando a contribuição direta dos veículos, na forma de plumas gaussianas, e a recirculação gerada pelos vórtices, calculada com modelos de caixa. As simplificações do OSPM abrangem a turbulência considerada pelo modelo no interior do cânion, que é apenas aquela gerada pelos veículos, e as reações químicas que ocorrem no interior da estrutura, ponderando apenas a química do NO_x e do O₃. Eventos de deposição de MP e convecção de massas de ar são desprezados (BERKOWICZ *et al.*, 1997; BERKOWICZ, 2000).

5 METODOLOGIA

5.1 Área de Estudo

Curitiba (PR) é a cidade mais populosa da região Sul do Brasil, com 1,8 milhões de habitantes (IBGE, 2016). Segundo a classificação de Köppen, o clima de Curitiba é temperado marítimo (Cfb) com pluviosidade média anual de 1500 mm e bem distribuída ao longo do ano, com verão fresco e úmido.

A frota veicular da cidade é composta de 1,4 milhões de veículos (DETRAN-PR, 2016), sendo 83% veículos leves, 3,4% caminhões, 0,8% ônibus, 8,9% ciclomotores e 3,9% outros. Curitiba apresenta um elevado índice de motorização, com 760 veículos para cada 1000 habitantes, liderando o ranking nacional (DETRAN, 2016; IBGE, 2016). A taxa de crescimento da frota veicular foi de 2,7% entre 2015 e 2015 (DETRAN, 2016).

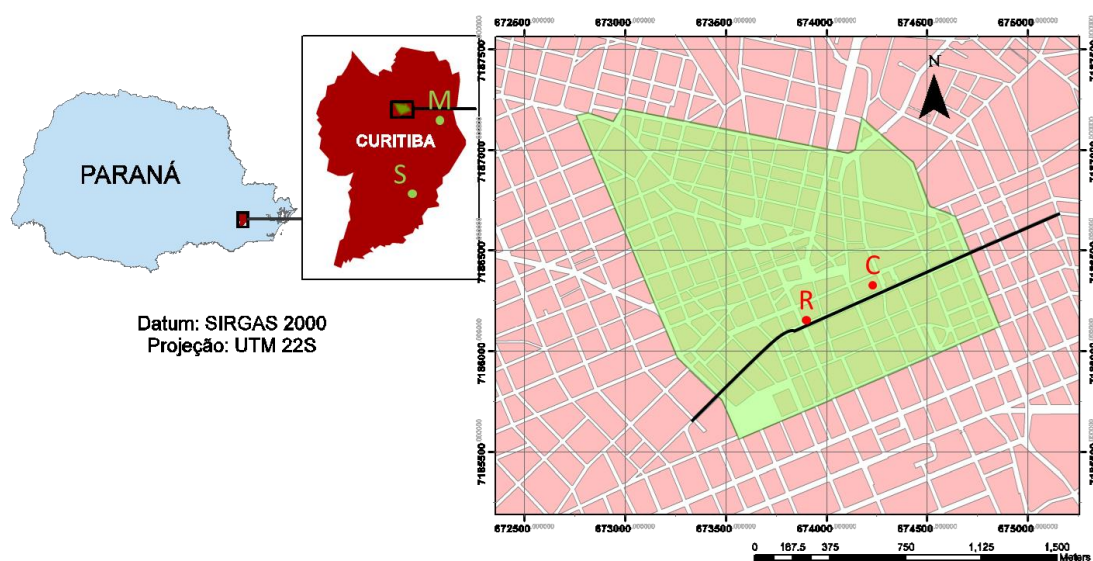
Recentemente foi implantada a Área Calma, dentro da qual foi escolhido o local para a realização das medidas fixas no cânion urbano (Figura 3). A região é localizada no centro da cidade onde a velocidade dos veículos é limitada a 40 km/h, visando criar um ambiente de melhor convivência no trânsito, estimular o compartilhamento do espaço por diferentes modais de transporte e aumentar a segurança para pedestres, ciclistas e motoristas, reduzindo o número de acidentes (CURITIBA, 2015).

A Área Calma compreende 140 quarteirões em sua maior parte comerciais, porém, abrange em alguns setores áreas residenciais que abrigam 21.000 pessoas (CURITIBA, 2015). Na região existem mais de 130 cruzamentos semaforizados, 12 deles com radares e algumas ruas fechadas para o trânsito (CURITIBA, 2015). É estimado que circulem cerca de 700 mil pessoas diariamente pela Área Calma, reforçando a importância da redução nos limites de velocidade visando a minimização de acidentes fatais na região (CURITIBA, 2015), bem como justificando a necessidade de entender outros agentes que podem afetar a saúde de quem passa ou mora na região.

O local escolhido para monitoramento está localizado na Av. Marechal Deodoro, entre a Rua Barão do Rio Branco e a Travessa da Lapa. A avenida é orientada no sentido nordeste-sudoeste e possui um fluxo de 1800 veículos por

hora em horários de pico (DETRAN, 2016) distribuído em cinco faixas, sendo a faixa da esquerda para estacionamento e a da direita exclusiva para ônibus. Com prédios altos fechando ambos os lados da rua, os instrumentos foram alocados à aproximadamente 5m do nível da rua do lado norte do cânion.

Figura 3 - Localização da Área Calma em Curitiba. Em destaque o local do cânion urbano (C) estudado, a estação meteorológica (M) do INMET, o local de monitoramento (S) na área suburbana (Sítio Cercado), o ponto de contagem (R) automatizada de trânsito com radares e a Rua Marechal Deodoro, em preto.



Fonte: Autoria própria, 2017.

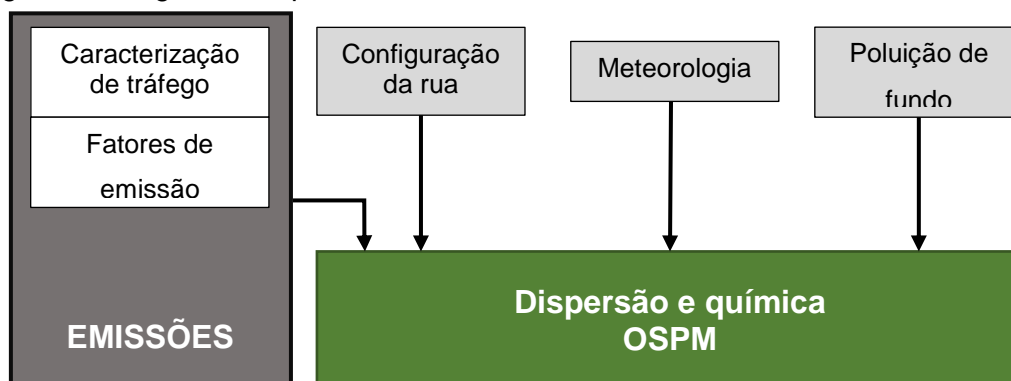
Outra estação fixa de monitoramento foi instalada no bairro Sítio Cercado, localizado a 13km do cânion, para que os dados coletados neste ponto pudessem ser utilizados como concentração urbana de fundo. O bairro compreende uma área na sua maior parte residencial onde circulam diariamente cerca de 3,9% da frota total cadastrada de Curitiba e que conta com 5,9% da área do bairro coberta por áreas verdes (IPPUC, 2015).

As variáveis meteorológicas foram medidas na estação meteorológica gerenciada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), que está localizada dentro do câmpus politécnico da UFPR e dista 4,5km do cânion.

5.2 Modelo OSPM

O Operational Street Pollution Model (OSPM) foi desenvolvido pelo Departamento de Ciências Ambientais da Universidade de Aarhus na Dinamarca, e utiliza quatro grupos de informação (Figura 4) para realizar a modelagem: a concentração de fundo, variáveis meteorológicas, a configuração geométrica da rua, a descrição das emissões veiculares e características do trânsito. O modelo simula as concentrações de diversos poluentes característicos de ambientes urbanos para ambos os lados da rua e o ajuste à situação real é tão melhor quanto mais precisas forem as informações fornecidas (BERKOWICZ *et al.*, 1997).

Figura 4 - Diagrama simplificado da estrutura do modelo OSPM.



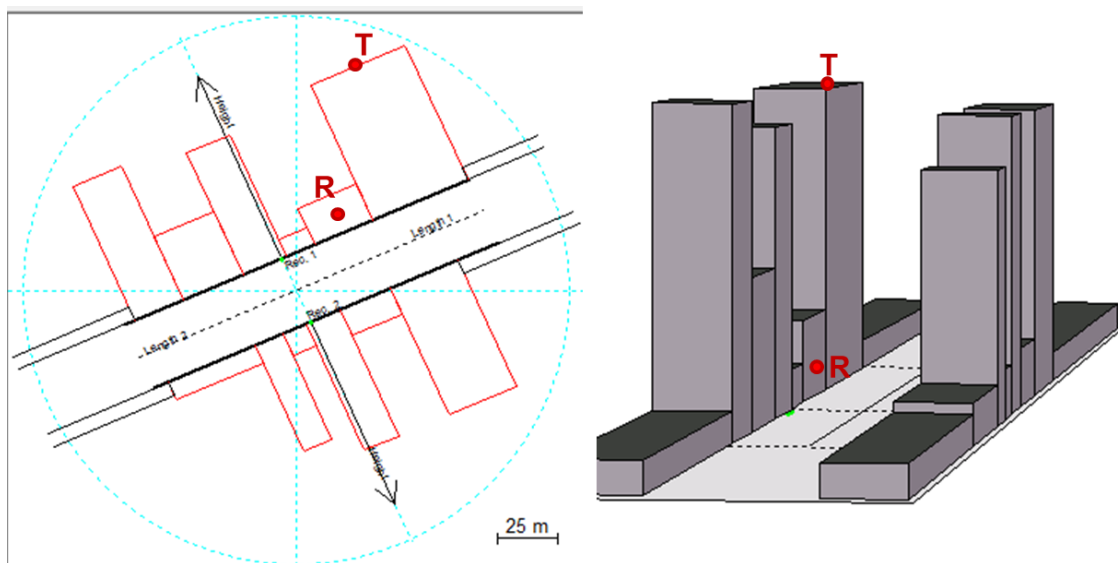
Fonte: AARHUS, 2016 (Adaptada).

O modelo considera em seus cálculos ainda a circulação de vórtices, descrita por BERKOWICZ e colaboradores (1997), e a turbulência produzida por veículos na dispersão dos poluentes, a concentração de fundo e os fatores de emissão para diferentes poluentes. Com isso o modelo é capaz de simular as concentrações de quaisquer poluentes que possuam FE estabelecidos, sejam eles gasosos, como, CO, NO_x e benzeno, com reações simplificadas para O₃, ou particulados, como o BC, MP_{2,5} e MP₁₀ desde que esses poluentes sejam inertes.

5.2.1 Configuração geométrica do cânion

Um dos fatores necessários para a simulação das concentrações em cânions é a disposição dos edifícios e estrutura da rua. O cânion estudado (Figura 5) possui uma estrutura profunda ($\overline{H/W} > 1,3$), com a largura da rua de 30,5 m e altura média das construções de 36,8 m, o que dificulta a dispersão dos poluentes em caso de ventos perpendiculares à estrutura, e o padrão de circulação inclui vórtices secundários de recirculação, não considerados pelo OSPM em seus cálculos (ZHANG *et al.*, 2010; ASSIMAKOPOULOS *et al.*, 2003).

Figura 5 - Estrutura geométrica do cânion estudado e pontos de interesse. T: local de instalação da estação de teto; R: Local de instalação dos equipamentos a nível de rua.



Fonte: Autoria própria usando o modelo OSPM, 2017.

5.2.2 Dados meteorológicos

A meteorologia para todo o período de estudo é essencial para a simulação de concentrações de poluentes atmosféricos. Esses dados são utilizados pelo modelo para descrever o comportamento dos poluentes no interior do cânion de acordo com a geração dos vórtices. A coleta de dados meteorológicos que representem as condições do local de estudo com fidelidade

é importante, pois variações na direção e velocidade dos ventos levam a mudanças na distribuição dos poluentes dentro do cânion, como mostrado por KRECL *et al.* (2016). Contudo, dificilmente estão disponíveis dados meteorológicos de locais tão próximos às áreas centrais das cidades e, por esse motivo muitos estudos utilizam dados coletados em locais afastados para a realização de análises intra-urbanas (JOHNSON *et al.*, 1973).

5.2.3 Cálculo das emissões veiculares

O cálculo das emissões veiculares dentro do cânion está baseado na metodologia *bottom-up* que considera informação detalhada sobre as fontes de emissão. As emissões (E) são avaliadas por categoria de veículo (v), tipo de combustível (c), espécie de poluente (p), para um determinado intervalo de tempo (t), considerando o número de veículos da frota circulante pelo cânion urbano por hora ($N_{v,i,t}$), a distância percorrida no trecho de estudo (D) por esta frota e os fatores de emissão médios de cada poluente ($FE_{v,i,p,c}$), que são desagregados por categoria de veículo, tipo de combustível, e ano de fabricação do veículo (i), como mostra a Equação 2:

$$E = \sum (N_{v,c,i,t} * D * FE_{v,c,i,p})_{v,c,p}. \quad (2)$$

Neste estudo, são computadas as emissões pelo escapamento de NO_x e MP a partir dos fatores médios de emissão para veículos novos no Brasil (CETESB, 2009), corrigidos por fatores de deterioração, que contabilizam o desgaste do motor no incremento das emissões veiculares. Foram definidas cinco categorias veiculares: automóveis; veículos comerciais leves (camionetes e camionetas, utilitários), motocicletas, caminhões e ônibus, e três tipos de combustíveis: gasolina, etanol e diesel.

O número total de veículos circulante pelo cânion por hora foi avaliado através das contagens automatizadas obtidas por um radar localizado duas quadras a frente do ponto de coleta (Figura 3), gerenciado pela Secretaria Municipal de Trânsito (SETRAN). Como os radares não diferenciam os veículos por tipo, os dados automáticos de quatro radares dentro e fora da Área Calma

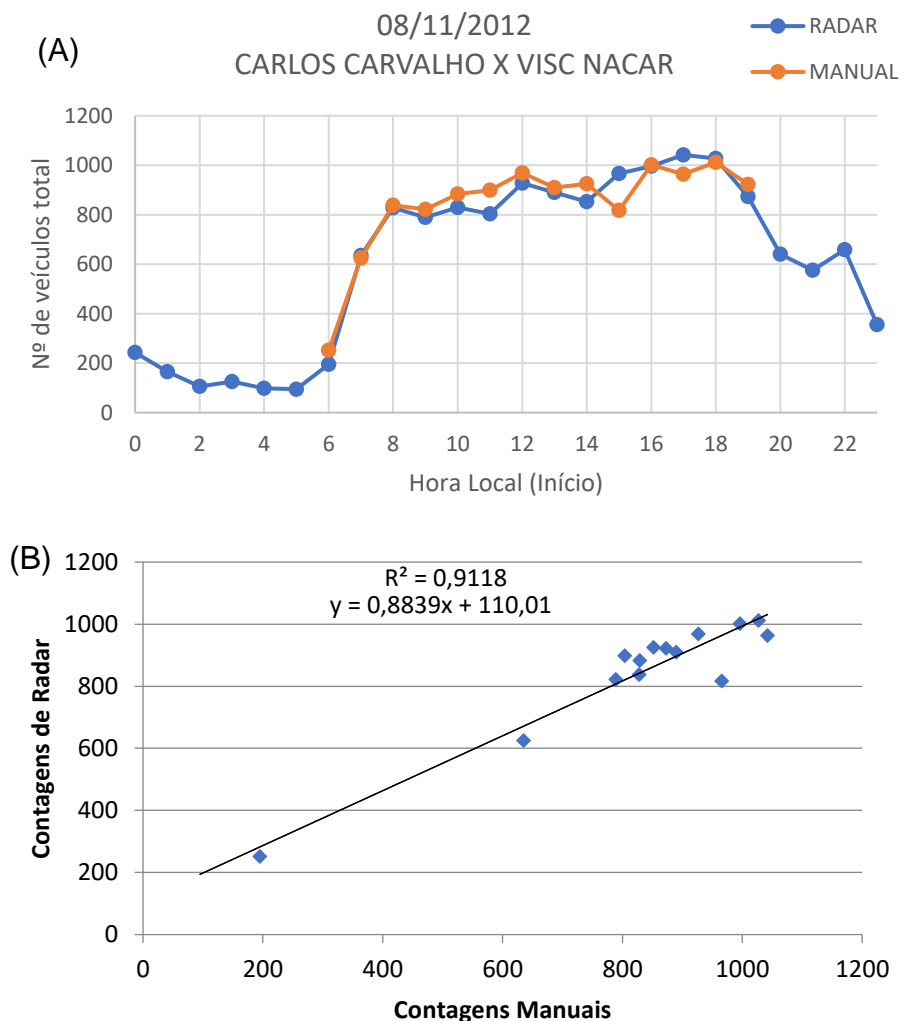
foram comparados a contagens manuais realizadas pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC) em locais onde contagens manuais e automáticas eram simultâneas, para avaliar a concordância entre o volume total de veículos nos dois modos de contagem.

Com os dados simultâneos das séries de contagem (Figura 6) foi feita a regressão linear e calculado, para todos os dias comparados, o coeficiente de determinação $R^2 = 0,92$. Isso apoia o uso das contagens manuais como auxiliares na divisão dos veículos. A divisão percentual média de cada categoria, obtida pela contagem manual durante o dia, foi aplicada para dividir o volume de veículos registrados pela contagem automática. Para realizar essa divisão durante o período noturno, assumiu-se que, apesar da redução no número de veículos, a fração percentual de cada categoria se mantém. Assim utilizou-se a mesma divisão média para categorizar os veículos que circulam entre 20:00 e 06:30 horas no cânion.

Verificando o itinerário dos ônibus fornecidos pela URBS, sabe-se que não circulam ônibus durante a noite no trecho estudado, portanto, para tentar melhorar o ajuste das contagens foi calculado o fluxo de ônibus pelo cânion a partir do horário de cada linha disponibilizado pelo site da URBS. Com o auxílio do Google Maps, foi calculado o tempo necessário (Δt) para que o ônibus percorresse o trajeto entre a parada no ponto final(f), da qual é conhecido o horário, e o ponto de ônibus mais próximo do cânion(c), cerca de 50m antes do ponto de coleta. Subtraindo o tempo de trajeto do horário em que o ônibus sai do ponto final (H_f), foi estimado o horário em que cada ônibus estava passando pelo cânion (H_c) e calculado o volume total de ônibus por hora somando o resultado desse processo para todos os horários das 12 linhas que circulam pelo local. Este total de veículos por hora foi inserido nas contagens após a divisão percentual para substituir a estimativa percentual pela quantidade real.

Para determinar o número de veículos circulando por tipo de combustível e ano de fabricação, foi assumida a mesma proporção encontrada na frota de veículos cadastrada no município de Curitiba a partir da informação providenciada pelo DETRAN-PR para o ano 2016.

Figura 6 - Comparação (A) e regressão linear (B) das contagens manuais (IPPUC) e automáticas (SETRAN). Exemplo para as contagens realizadas no dia 08/11/2012 no cruzamento das ruas Carlos de Carvalho e Visconde de Nacar, dentro da Área Calma.



Fonte: Autoria própria, 2017.

Apesar da frota cadastrada na cidade contemplar veículos antigos, deve-se considerar que nem todos estes veículos estão circulando. Assim, para obter o volume real de veículos circulantes aplicou-se uma equação de sucateamento ao volume da frota cadastrada. A probabilidade de sucateamento de um veículo, que determina seu período de sobrevivência, é função de fatores como os preços dos veículos no mercado secundário, o valor da sucata, o custo de manutenção e a probabilidade de necessidade de reparo (sendo esta função da taxa de utilização do veículo, da probabilidade de acidentes, etc.) (MATTOS e CORREIA, 1996). A Equação 3 calcula a fração de veículos remanescente (S) de uma certa idade (i) em anos.

$$S_{(i)} = 1 - e^{-e^{(a-bi)}}, \quad (3)$$

onde: $a = 1,798$ para automóveis ou $1,618$ para veículos comerciais leves do ciclo Otto e; $b = -0,137$ para automóveis ou $-0,141$ para veículos comerciais leves do ciclo Otto (MMA, 2011).

Para veículos a diesel o processo de sucateamento obedece aos mesmos princípios, porém, é regido pela Equação 4:

$$S_{(i)} = \frac{1}{(1+e^{a(i-t_0)})} + \frac{1}{(1+e^{a(i+t_0)})}, \quad (4)$$

onde: $t_0 = 15,3$ para veículos comerciais leves do ciclo Diesel; $t_0 = 17,0$ para caminhões; e $t_0 = 19,1$ para ônibus e; $a = 0,17$ para veículos comerciais leves do ciclo Diesel; $a = 0,10$ para caminhões; e $a = 0,16$ para ônibus (MMA, 2011).

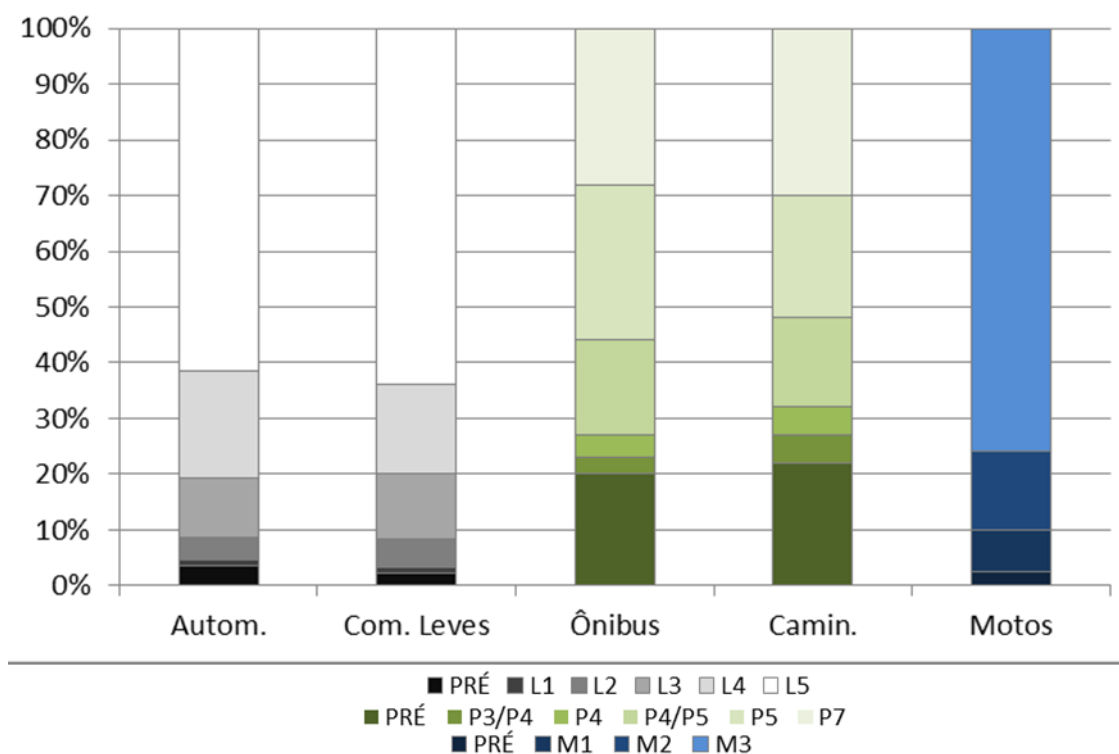
Com a frota classificada e reduzida apenas aos veículos circulantes, cada uma destas categorias é ainda subdividida de acordo com o ano de fabricação e combustível dos veículos para adequá-las às fases do PROCONVE e do PROMOT. Esses dois programas, lançados em 1986 e 2002 respectivamente, têm como objetivo principal a redução da contaminação atmosférica das fontes móveis por meio da fixação dos limites máximos de emissão, induzindo o desenvolvimento tecnológico dos fabricantes e estabelecendo exigências tecnológicas para veículos (IBAMA, 2011). Para alcançar essas metas, os programas estabelecem limites de emissão de acordo com a idade do veículo, divididos em L1, L2, L3, etc. para veículos leves, P1, P2, P3, etc. para veículos pesados e M1, M2, M3, etc. para motocicletas e ciclomotores (Tabela 1 e Figura 7).

Tabela 1: Fases dos programas PROCONVE e PROMOT.

| PROCONVE | | | | PROMOT | |
|--------------------------|-----------|------------------|-----------|------------------------|-----------|
| Veículos Leves | | Veículos Pesados | | Motocicletas | |
| Fase | Período | Fase | Período | Fase | Período |
| Pré- PROCONVE | <1988 | P2/P3/P4 | <2000 | Pré- PROMOT | <2003 |
| L1 | 1988-1991 | P3/P4 | 2000-2001 | M1 | 2003-2005 |
| L2 | 1992-1996 | P4 | 2002-2003 | M2 | 2006-2008 |
| L3 | 1997-2004 | P4/P5 | 2004-2007 | M3 | 2009-2015 |
| L4 | 2005-2008 | P5 | 2008-2011 | --- | --- |
| L5 | 2009-2015 | P7 | 2012-2015 | --- | --- |

Fonte: Autoria própria, 2017.

Figura 7 - Composição da frota distribuído em cada fase PROCONVE e PROMOT para Curitiba no ano de 2016.



Fonte: Autoria própria, 2017.

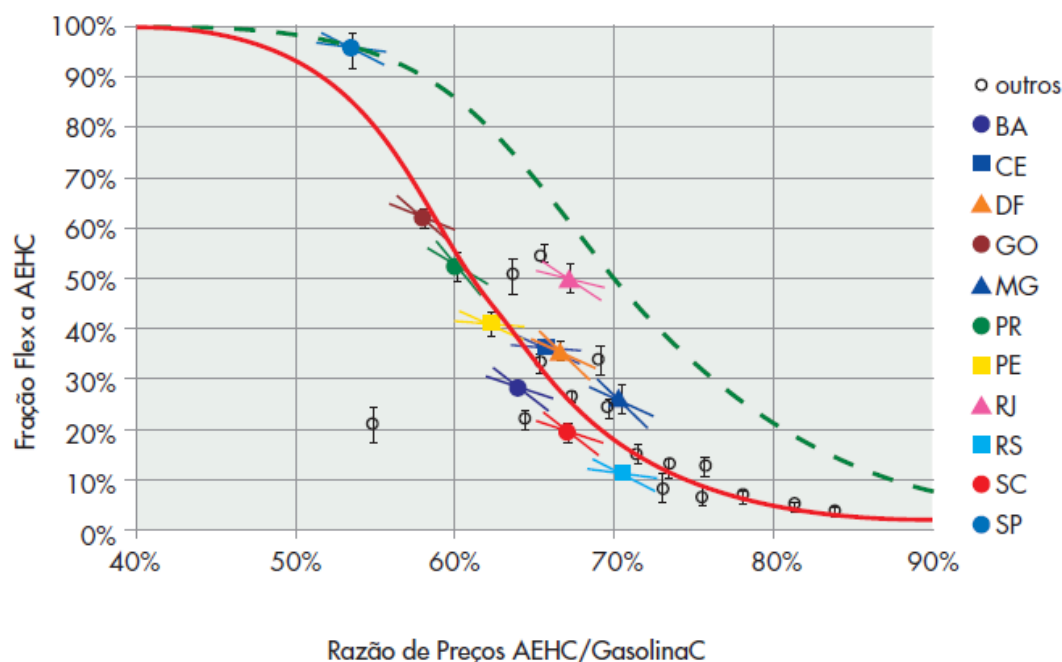
A distribuição da frota com base nos dados do DETRAN-PR (2016) para Curitiba, que contém o registro de veículos licenciados por ano na cidade, foi ainda comparada com os dados divulgados pela Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) e pela Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares

(ABRACICLO) em seus anuários (ABRACICLO, 2016; ANFAVEA, 2016), que contém o registro do número de veículos vendidos por ano no mercado de varejo para cada estado. Essa comparação se faz necessária, pois pode haver duplicidade de contagem no registro de veículos licenciados uma vez que, por exemplo, ao ser realizada a transferência de veículo entre cidades, este veículo não é retirado do registro da cidade anterior.

A comparação das bases dessas três fontes foi feita separando-se todas em cinco categorias de veículos (automóveis, comerciais leves, motocicletas, ônibus e caminhões) e até quatro categorias de combustível quando pertinente (gasolina, etanol, *flex-fuel* e diesel). Foram avaliadas as composições percentuais de cada categoria e sub-categoria na frota registrada e comparadas entre as bases de dados e decidiu-se trabalhar com a base de dados do DETRAN-PR, pois os dados fornecidos por essa base eram referentes a Curitiba, enquanto os fornecidos pela ANFAVEA e pela ABRACICLO são unificados para o Paraná.

Os FE estão estabelecidos para veículos e formulações de combustíveis padronizadas, por isso é necessário realizar o fracionamento do total de veículos *flex-fuel* entre veículos rodando a gasolina e veículos rodando a etanol. Essa divisão foi feita seguindo o método desenvolvido por GOLDEMBERG (2008) considerando a relação entre o preço de venda dos combustíveis. Utilizando os dados disponibilizados pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) para o mês de agosto de 2016, foi calculada a média de preço de venda da gasolina e do etanol em Curitiba e cidades vizinhas. Ao todo foram utilizados os preços de varejo de 480 postos de combustível nas cidades de Araucária, Campo Largo, Colombo, Curitiba, Pinhais e São José dos Pinhais. A razão $\frac{\text{preço}_{\text{etanol}}}{\text{preço}_{\text{gasolina}}}$ média calculada nessas condições foi de 0,72 e comparando o valor da razão à curva de Goldemberg (Figura 8), concluiu-se que o percentual de veículos *flex-fuel* utilizando etanol como combustível foi de 13,7%, e a quantidade de veículos *flex-fuel* rodando a gasolina foi de 86,3%.

Figura 8 - Fração da frota de veículos flex-fuel operando com etanol em função da relação de preços entre o etanol e a gasolina, nos postos, em cada estado.



Fonte: GOLDEMBERG *et al.*, 2008.

Por fim, os FE, definidos pelo MMA (2011), foram inseridos no modelo conforme a divisão de fases proposta pelo PROCONVE e pelo PROMOT (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2 - Fatores de emissão utilizados para veículos das fases L e P do PROCONVE. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN) e diesel (DSL).

| | | AUTO. | | COM. LEVES | | | ONIBUS | CAMIN. | |
|------------|-------------------|-------|-------|------------|-------|-------|--------------|--------|-------|
| | | ETN | GAS | ETN | GAS | DSL | DSL | DSL | |
| PRE | NO _x | 1,333 | 1,633 | 0,828 | 0,882 | 2,402 | PRE | 17,368 | 5,79 |
| | MP _{2,5} | 0,002 | 0,002 | 0,001 | 0,001 | 0,073 | | 1,071 | 0,357 |
| L1 | NO _x | 1,175 | 1,525 | 0,828 | 0,882 | 2,402 | P3/P4 | 10,973 | 3,658 |
| | MP _{2,5} | 0,002 | 0,002 | 0,001 | 0,001 | 0,073 | | 0,533 | 0,177 |
| L2 | NO _x | 0,640 | 0,640 | 0,767 | 0,584 | 0,819 | P4 | 10,713 | 3,571 |
| | MP _{2,5} | 0,002 | 0,002 | 0,001 | 0,001 | 0,073 | | 0,209 | 0,069 |
| L3 | NO _x | 0,163 | 0,180 | 0,648 | 0,177 | 0,819 | P4/P5 | 8,475 | 2,774 |
| | MP _{2,5} | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,073 | | 0,207 | 0,057 |
| L4 | NO _x | 0,065 | 0,067 | 0,295 | 0,143 | 0,819 | P5 | 8,434 | 2,371 |
| | MP _{2,5} | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,073 | | 0,207 | 0,044 |
| L5 | NO _x | 0,028 | 0,022 | 0,034 | 0,014 | 0,483 | P7 | 2,665 | 0,747 |
| | MP _{2,5} | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,038 | | 0,046 | 0,011 |

Tabela 3 - Fatores de emissão utilizados para veículos das fases M do PROMOT. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN).

| PRE | M1 | M2 | M3 |
|-----|----|----|----|
|-----|----|----|----|

| | | | | | | | | |
|------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| ETN | 0,05 | 0,004 | 0,05 | 0,004 | 0,050 | 0,004 | 0,05 | 0,004 |
| GAS | 0,1 | 0,029 | 0,163 | 0,011 | 0,157 | 0,004 | 0,061 | 0,004 |

Com o passar das fases dos programas de controle, os limites de emissão são mais restritos, forçando a melhoria das tecnologias instaladas nos veículos e a manutenção constante.

5.2.4 Poluição de Fundo

A poluição de fundo não é simulada pelo OSPM, contudo, ela pode ser simulada por outros modelos ou medida em locais próximos à região de interesse que não sofram a influência direta do fluxo de veículos no nível da rua ou de outras fontes de poluição local. Neste estudo, a poluição de fundo será avaliada através das medidas realizadas no teto do cânion, que tem pouca influência direta das emissões veiculares.

5.3 Campanha de Monitoramento

A campanha de coleta de dados foi realizada entre os dias 25 de Julho e 25 de Agosto de 2016 em: i) um cânion urbano dentro da Área Calma, na Rua Marechal Deodoro, entre a Travessa da Lapa e a Rua Barão do Rio Branco, com equipamentos instalados a nível de rua e no teto de um prédio e, ii) na área suburbana no bairro Sitio Cercado em um espaço cedido pela Guarda Municipal (Figura 3).

Foi instalado no cânion a nível de rua um aetalômetro (Mod. AE42, Magee Scientific - EUA) para monitorar as concentrações de BC com resolução temporal de 2min e, no teto do edifício vizinho também foi realizado o monitoramento de BC (Mod. AE33, Magee Scientific - EUA) e MP_{2,5}, sendo este último pelo método gravimétrico utilizando um equipamento com o impactador Harvard, com pesagem de filtros diárias. Em ambos os locais foram instalados também amostradores passivos de NO_x e NO₂ (Ogawa - EUA).

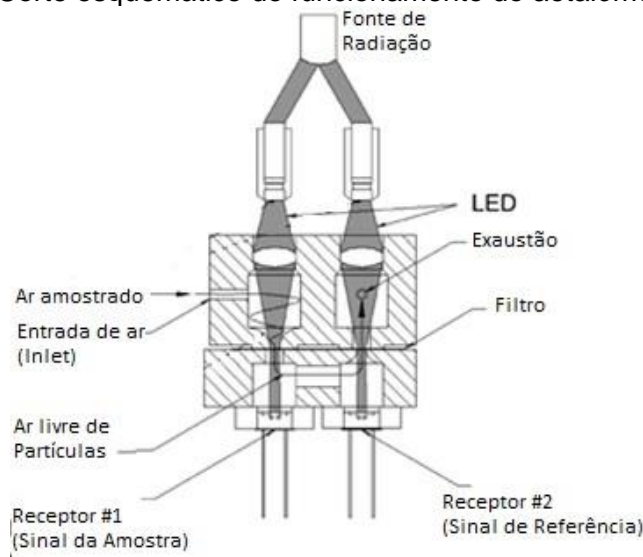
Na área suburbana, o monitoramento de BC foi realizado com um microaetalômetro (Mod. AE51, Magee Scientific - EUA), e as concentrações de MP_{2,5} foram medidas com um monitor de partículas por espalhamento DustTrak

(Mod. 8520, TSI – EUA), um amostrador gravimétrico MicroVol (Mod. 1100, Ecotech – Austrália) e análise gravimétrica dos filtros.

O princípio de funcionamento dos aetalômetros (Figura 9) é o cálculo da taxa de variação da atenuação da radiação ao longo do tempo devido à deposição contínua de partículas em um filtro. Os aetalômetros AE33 e AE42 operam com radiação emitida em 7 comprimentos de onda (370, 470, 520, 590, 660, 880 e 950 nm) e o microaetalômetro AE51 utiliza apenas o comprimento de onda de 880 nm. A acumulação gradual de partículas absorvedoras sobre o filtro leva a um aumento contínuo na atenuação da radiação que passa pelo filtro e chega ao detector. A diferença entre a atenuação mensurada em dois instantes de tempo está relacionada com a quantidade de partículas depositada nesse intervalo.

A atenuação é mensurada através da diferença de voltagem gerada por um receptor fotossensível. Para eliminar erros devido à flutuação da corrente na fonte de radiação, um segundo ponto, sobre o qual não são depositadas partículas, também é utilizado como sinal de referência para que possíveis flutuações afetem igualmente aos dois pontos e possam ser eliminadas.

Figura 9 - Corte esquemático do funcionamento do aetalômetro.



Fonte: MIYAZAKI, 2008 (Adaptado).

Através de derivações da Lei de Beer-Lambert (Equação 5) chega-se à relação entre a atenuação da radiação e o coeficiente de absorção do BC em um intervalo de tempo (Equação 6):

$$ATN = 100 \ln \left(\frac{I_0}{I} \right), \quad (3)$$

$$\Delta b_{abs} = \frac{A}{Q \cdot \Delta t} \ln \left[\frac{\left(\frac{I_0}{I} \right)_{t+1}}{\left(\frac{I_0}{I} \right)_t} \right], \quad (4)$$

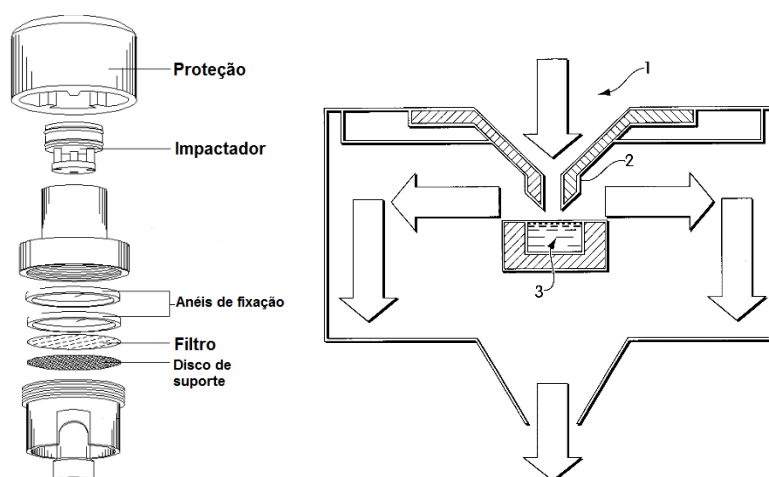
onde ATN é a atenuação da radiação; I é a quantidade de radiação que chega ao detector; I_0 é a quantidade de radiação emitida pela fonte; b_{abs} é o coeficiente de absorção; σ é a seção transversal de absorção do BC; A é a área de deposição de partículas do equipamento; Q é a vazão volumétrica de ar do equipamento e; Δt é o intervalo de tempo considerado entre o tempo inicial (t) e final (t+1). A conversão do coeficiente de absorção para concentração em massa de BC é feita pelo próprio equipamento.

Este método de análise considera que o coeficiente de absorção possui uma relação linear com a concentração de BC, e estas duas variáveis estão relacionadas entre si pela seção transversal de absorção (σ) (Equação 7).

$$BC(\lambda) = \frac{b_{abs}}{\sigma(\lambda)} (\mu g m^{-3}). \quad (7)$$

O impactador Harvard (Figura 10) tem a função de separar $MP_{2,5}$ suspenso no ar utilizando a inércia obtida pelas partículas na sucção do ar. O MP é coletado em um filtro de teflon ou quartzo de 37mm a cada 24h, com um fluxo de bombeamento de 4 litros por minuto. As partículas (1) são aceleradas por um orifício (2) e direcionadas ao disco de impactação (3). MP com diâmetros maiores do que o estipulado, ficam aderidas à uma graxa ou material poroso no centro do impactador, enquanto partículas menores seguem o fluxo divergente de bombeamento para o analisador.

Figura 10 - Vista explodida de um impactador Harvard (esq.) e corte esquemático de fluxo de um impactador Harvard, 1: entrada de ar, 2: orifício de aceleração do MP, 3: disco impactador com substrato.

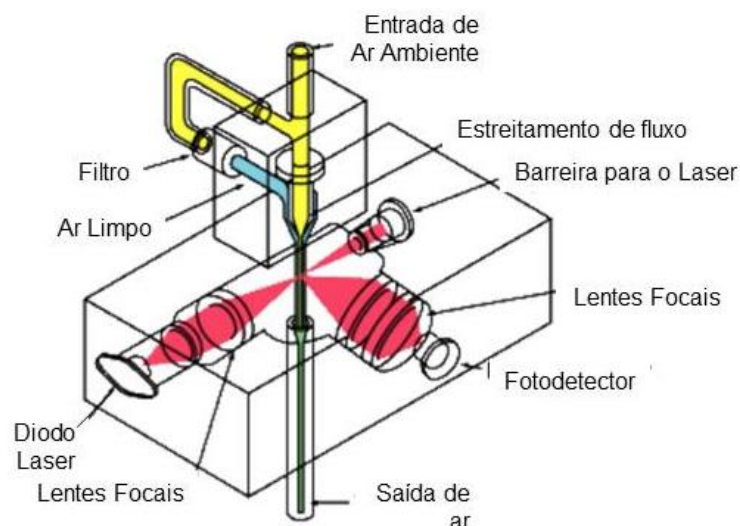


Fonte: Patente US 6435043 B1

O MicroVol 1100 é um amostrador de partículas ativo que funciona de maneira similar a outros amostradores gravimétricos. O equipamento possui uma bomba para sucionar o ar ambiente através de um *inlet* seletivo, no caso desse estudo para $MP_{2,5}$. As partículas passam pelo *inlet* e são direcionadas a um impactador, onde as partículas maiores ficam retidas devido à sua maior inércia de movimento. As partículas de $MP_{2,5}$ são então depositadas em um filtro de massa conhecida e acumulam-se durante o período pré-determinado. Os filtros são pesados individualmente antes e depois do período de exposição, em laboratório, de maneira similar aos filtros coletados pelo impactador Harvard, podendo também ser utilizados posteriormente à análise gravimétrica para análise da composição química do material acumulado.

O DustTrak utiliza a técnica do espalhamento de luz para determinar a concentração em massa de partículas em tempo real. Ao serem iluminadas por um feixe de radiação, as partículas espalham esse feixe em várias direções. Um receptor posicionado ortogonalmente ao feixe de radiação e ao fluxo de partículas capta a radiação desviada em sua direção e multiplica a voltagem gerada por esse processo por uma constante de calibração interna (Figura 11). O equipamento assume uma relação linear entre o número de partículas e o espalhamento e consegue analisar partículas com $d_a \geq 0.1 \mu\text{m}$.

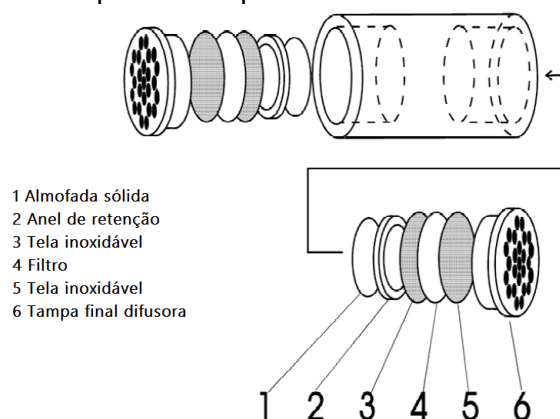
Figura 11 - Esquema de funcionamento do DustTrak Mod. 8520.



Fonte: TSI, 2012 (Adaptada).

Os amostradores passivos de NO_x e NO_2 utilizados (Figura 12) funcionam pelo princípio da difusão gasosa (OGAWA, 2006). Os amostradores Ogawa são montados acoplando filtros à um suporte cilíndrico utilizando uma tela inoxidável, anéis de retenção e uma tela difusora. Os filtros utilizados são fabricados de fibra de quartzo revestido com carbonato em trietanolamina. Quando instalados, os amostradores Ogawa não devem estar próximos a grandes fontes locais, como os veículos trafegando na rua, a altura de instalação deve ser de pelo menos 2,0m acima do nível do solo e o filtro deve ser protegido de chuva e ventos diretos.

Figura 12 - Vista explodida esquemática de um amostrador Ogawa.



Fonte: OGAWA, 2006.

5.4 Validação Estatística e Cenários

As concentrações medidas devem passar por um controle de qualidade, retirando dados que estejam discrepantes por algum motivo para, em seguida, calcular os valores médios horários, que é a resolução temporal aceita pelo modelo. Inseridas todas as informações de entrada no modelo, foram simuladas as concentrações de poluentes para o período de realização das coletas e comparados com as medidas realizadas. Da mesma maneira foi realizada a simulação da distribuição das concentrações de acordo com as variáveis meteorológicas, visando observar os efeitos dos vórtices nas concentrações dos poluentes.

Para verificar a concordância dos valores simulados com os observados, os seguintes estatísticos foram calculados: o Desvio Relativo (DR, Equação 8), que mensura a diferença percentual entre as séries modelada e observada, o Desvio Médio (DM, Equação 9) que avalia a variação individual entre cada par amostral, e o Desvio Médio Quadrado (DMQ, Equação 10) que refina a resposta do DM avaliando o quadrado das diferenças e determinando o quão perto o modelo se encontra das medidas observadas.

$$DR (\%) = \frac{1}{n} * \frac{\sum(mod-obs)}{obs} * 100 , \quad (8)$$

$$DM (\mu g/m^3) = \frac{1}{n} * \sum(mod - obs), \quad (9)$$

$$DMQ (\mu g/m^3) = \left(\frac{1}{n} * \sum(mod - obs)^2 \right)^{1/2} , \quad (10)$$

onde n é o número de valores simulados. Também foi avaliado o desempenho do modelo segundo a direção do vento e entre os valores modelados e observados calculando o coeficiente de correlação linear de Pearson (r).

Foi utilizado ainda para análise estatística das medidas o Desvio Absoluto da Mediana (DAM, Equação 11), um estatístico robusto para a avaliação de desvios em uma série de dados que não é afetado por valores discrepantes como a média ou o desvio padrão.

$$DAM = \text{mediana} \sum_{i=1}^n [X_i - \text{mediana}(X)]. \quad (11)$$

Uma vez que o modelo for validado para os poluentes de interesse, cenários serão propostos conforme a possibilidade de realização da técnica sugerida, visando a aplicabilidade em um ambiente real almejando a melhora da qualidade do ar no local.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Condições Meteorológicas

O resumo das condições meteorológicas pode ser observado na Tabela 2. Durante o período da coleta, a precipitação total foi de 146,6mm distribuídos em 7 dias do mês de agosto, atingindo um valor máximo diário de 53,8 mm no dia 20/08/2016. A amplitude térmica do período foi baixa assim como variação da umidade relativa durante o período, característica dos meses de inverno na Cidade. Os ventos predominantes no período do estudo sopraram da direção leste (30,2%) e nordeste (25,6%) com velocidade média de 1,91m/s.

Tabela 4: Condições meteorológicas durante a campanha de monitoramento.

| Temperatura (°C) | | | Umidade Relativa (%) | | | Vento | | Precipitação | |
|-------------------|------|-------------------|----------------------|------|-------------------|-------|------------|--------------|--------------------|
| Máx. ^a | Méd. | Min. ^a | Máx. ^a | Méd. | Min. ^a | Vel. | Dir. Pred. | Acum | Dias |
| | | | | | | Méd. | (%) | (mm) | com |
| | | | | | | (m/s) | | | Prec. ^b |
| 15,0 | 14,5 | 14,0 | 71,6 | 69,5 | 64,3 | 1,91 | E (30,2) | 146,6 | 7 em |
| | | | | | | | NE (25,6) | | 27 |

^a Extremos diários médios.

^b Contabilizados apenas os dias onde a precipitação superou 1 mm.

Fonte: Autoria própria, 2017.

6.2 Frota Veicular

Avaliando a frota veicular de acordo com os dados fornecidos pela ANFAVEA, pela ABRACICLO e pelo DETRAN, pode ser observado que quando utilizamos todo o arquivo histórico diferenças importantes aparecem, principalmente na categoria de caminhões, na qual existe uma variação de 9,08% entre as bases do DETRAN e da ANFAVEA. Isso ocorre pois grande parte dos caminhões muito antigos registrados são movidos a gasolina, portanto, a base da ANFAVEA apresenta percentuais maiores nessa categoria, contudo, ao analisar apenas os últimos 30 anos, essa divergência desaparece.

Apesar de divergirem em números absolutos, as três bases de dados apresentam fracionamento similar da frota veicular. Avaliando dados dos últimos

30 anos a diferença percentual máxima entre as bases é de 3,03%, observada para os automóveis a gasolina, e a variação média entre elas é de 0,56%.

Tabela 5: Resumo da distribuição de categorias de veículos entre duas bases de dados diferentes expressas em porcentagem. Os combustíveis analisados são: gasolina (GAS), etanol (ETN) e diesel (DSL).

| DETRAN | | | | | | | | | | | |
|-------------------|------------|------|------|--------------|------|------------------|------|------|--------|-----------|------|
| | AUTOMÓVEIS | | | MOTOCICLETA | | COMERCIAIS LEVES | | | ÔNIBUS | CAMINHÕES | |
| Comb. | GAS | ETN | DSL | GAS | ETN | GAS | ETN | DSL | DSL | GAS | DSL |
| Média | 55,5 | 9,86 | 0,17 | 6,94 | 0,04 | 5,37 | 0,74 | 1,78 | 0,84 | 1,96 | 16,8 |
| Média | 61,3 | 12,5 | 0,11 | 7,94 | 0,07 | 6,49 | 1,08 | 2,77 | 1,18 | 0,48 | 6,05 |
| 30 anos | | | | | | | | | | | |
| ABRACICLO+ANFAVEA | | | | | | | | | | | |
| | AUTOMÓVEIS | | | MOTOCICLETAS | | COMERCIAIS LEVES | | | ÔNIBUS | CAMINHÕES | |
| Comb. | GAS | ETN | DSL | GAS | ETN | GAS | ETN | DSL | DSL | GAS | DSL |
| Média | 52,1 | 11,4 | 0,23 | 1,49 | 0,02 | 5,59 | 1,10 | 2,22 | 1,34 | 11,0 | 13,4 |
| Média | 64,4 | 13,8 | 0,35 | ** | ** | 5,66 | 1,47 | 3,66 | 1,36 | 0,01 | 6,31 |
| 30 anos | | | | | | | | | | | |

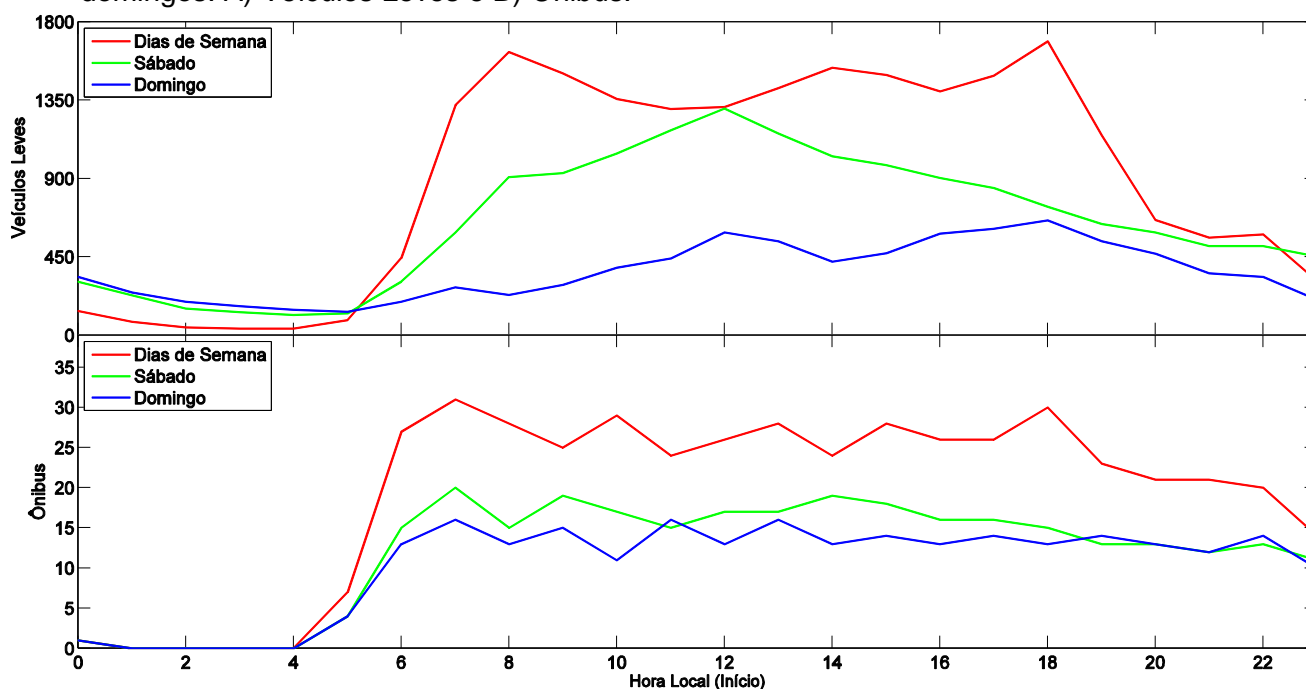
** : Não possui dados suficientes para a aplicação da métrica.
Fonte: Autoria própria, 2017.

Com o objetivo de usar dados mais precisos com a real composição veicular da cidade, foi escolhida a base de dados do DETRAN, pois ela é fracionada para a cidade de Curitiba, enquanto os dados mais próximos da ANFAVEA e ABRACICLO estão na escala estadual.

A frota de ônibus cadastrada de Curitiba, apesar de possuir mais de metade dos seus veículos correspondentes às fases P5 e P7 do PROCONVE conta também com 20% dos coletivos com idade correspondente à fase Pré-PROCONVE, que possui os maiores FE e contribuem mais para a diminuição da qualidade do ar.

O volume total de veículos nos picos de trânsito no cânion alcança, nos dias de semana, 1710 veículos/h entre 09:00 e 10:00, e 1850 veículos/h entre 19:00 e 20:00, enquanto nos sábados o pico de trânsito ocorre às 13:00 (1360 veículos/h). Os ônibus correspondem a uma pequena fração deste montante, entre 25 e 30 veículos/h entre as 09:00 e as 20:00, mas são grandes emissores de BC, não podendo ser desprezados por esse motivo (Figura 13).

Figura 13 - Ciclo diário do número de veículos para dias de semana, sábados e domingos: A) Veículos Leves e B) Ônibus.



Fonte: Autoria própria, 2017.

6.3 Poluentes Monitorados

6.3.1 Descrição estatística

As estatísticas dos dados de concentração de fundo de $MP_{2,5}$ e BC e das concentrações de BC, medidas no cânion (Tabela 4), foram calculadas com médias horárias para estarem adequadas à resolução temporal do modelo.

As estatísticas para as concentrações de BC medidas no interior do cânion mostram-se, em geral, duas vezes mais altas do que a concentração urbana de fundo (Teto) como observado também por BOOGAARD e colaboradores (2011) em um estudo realizado em diversas cidades da Holanda, que mostra concentrações de BC em cânions superando as concentrações de fundo em um fator de 1,9.

Tabela 6: Resumo estatístico dos poluentes monitorados de 25/07/2016 a 20/08/2016 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

| | Média | Mediana | DAM | Desv. Pad. | Medidas Válidas | | Percentis | | | |
|------------------------------|-------|---------|-----|---------------|--------------------|------|-----------|-----|------|------|
| | | | | | Nº | % | 5 | 25 | 75 | 95 |
| BC_{Rua} | 5,4 | 4,9 | 2,1 | 3,6 | 722 | 100 | 0,7 | 2,9 | 7,1 | 13,2 |
| BC_{Teto} | 2,3 | 1,8 | 0,8 | 1,9 | 722 | 100 | 0,4 | 1,1 | 2,9 | 6,1 |
| BC_{Sub.} | 3,3 | 2,1 | 1,1 | 3,5 | 625 | 96,5 | 0,5 | 1,3 | 3,9 | 10,2 |
| MP_{2,5,Sub.} | 25,1 | 16,5 | 9,5 | 32,9 | 591 | 79,3 | 2,6 | 8,5 | 30,4 | 71,9 |
| MP_{2,5,Teto} | 7,2 | 5,8 | 2,3 | 4,3 | 688 | 92,4 | 2,4 | 4,7 | 8,7 | 15,8 |

Rua: Observações no cânion a nível de rua.

Teto: Observações no cânion no teto do edifício como concentração de fundo.

Sub.: Observações na área suburbana (Sitio Cercado).

Fonte: Autoria própria, 2017.

APTE *et al.* (2011), na Índia, encontraram concentrações médias de BC de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para medidas de fundo e $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em vias de grande movimento, cerca de três vezes maior do que as concentrações de fundo. O grande desvio observado nas medidas de $\text{MP}_{2,5}$ ocorreu pois houve durante a campanha alguns eventos de escala local próximo ao monitoramento de na área suburbana no qual as concentrações se elevaram de maneira atípica. Isso evidencia ainda a importância de utilizar estatísticos que se adequem à distribuição dos dados estudados; os valores de DAM são bem menores que os valores de desvio padrão já que não é influenciado por valores extremos.

Como não houve monitoramento de $\text{MP}_{2,5}$ a nível de rua no cânion, essas concentrações foram estimadas assumindo que a razão $\text{BC}/\text{MP}_{2,5}$ a nível de teto é válida a nível de rua.

Como as medidas de $\text{MP}_{2,5,\text{Teto}}$ foram realizadas pelo método gravimétrico, a resolução temporal de 24h do equipamento não se equipara às medidas contínuas dos monitores de BC. Para poder realizar a estimativa das concentrações horárias de $\text{MP}_{2,5,\text{Teto}}$, foi calculada a média das concentrações de BC para o período de resolução mais baixa do $\text{MP}_{2,5}$. Com isso calculou-se a razão $\text{BC}/\text{MP}_{2,5}$ para cada filtro coletado e as concentrações horárias de $\text{MP}_{2,5,\text{Teto}}$ foram obtidas pela multiplicação das concentrações de BC horárias pela razão encontrada. Com essa mesma razão $\text{BC}/\text{MP}_{2,5}$ foi estimada a concentração de $\text{MP}_{2,5,\text{Rua}}$ a partir dos dados de BC_{Rua} , pois os dados coletados

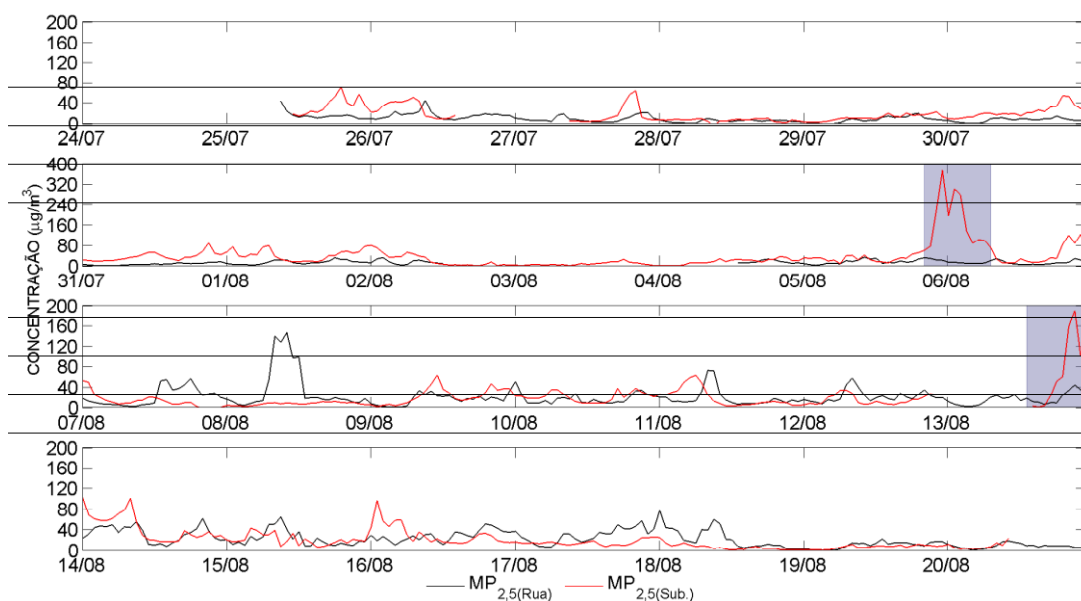
de $MP_{2,5,Rua}$ não puderam ser utilizados devido à falhas no equipamento que realizava este monitoramento.

Também foi gerada uma série horária de $MP_{2,5,Teto}$ a partir da aplicação da razão às medidas de BC realizadas no topo do edifício. A razão média encontrada para o teto do cânion foi de 38,4%. Juntamente com o monitoramento fixo estavam ocorrendo monitoramentos com plataformas móveis equipadas também com monitores de BC e $MP_{2,5}$ que passavam pelo local de monitoramento fixo em seus trajetos. As plataformas móveis ficaram paradas por 10 minutos em frente ao prédio para que pudesse ser calculada a razão $BC/MP_{2,5}$ próxima à rua utilizando um microaetalômetro e um DustTrak. A razão média calculada nesses breves períodos de parada foi de 35,0%, mostrando que a utilização da razão $BC/MP_{2,5}$ calculada para o teto pode ser utilizada para estimar as concentrações a nível de rua devido à proximidade dos valores. A razão $BC/MP_{2,5}$ medida na região suburbana não pode aplicada ao centro devido aos eventos esporádicos que aumentaram localmente as concentrações de poluentes. Por tanto, isto demonstra a inelegibilidade do local suburbano como referência de concentração de fundo.

6.3.2 Séries temporais

Durante as quatro semanas do experimento, as concentrações de BC e $MP_{2,5}$ foram monitoradas no centro da cidade e em um bairro afastado. Na área suburbana, houve episódios em que as concentrações de BC medidas ultrapassaram as concentrações de BC no cânion, impossibilitando que seja usado como concentração de fundo para o modelo OSPM (Figura 14) pois é necessário que essas concentrações sejam inferiores às observadas a nível de rua.

Figura 14 - Série temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ monitoradas no cânion e na área suburbana. Em destaque os eventos extremos locais na área suburbana.

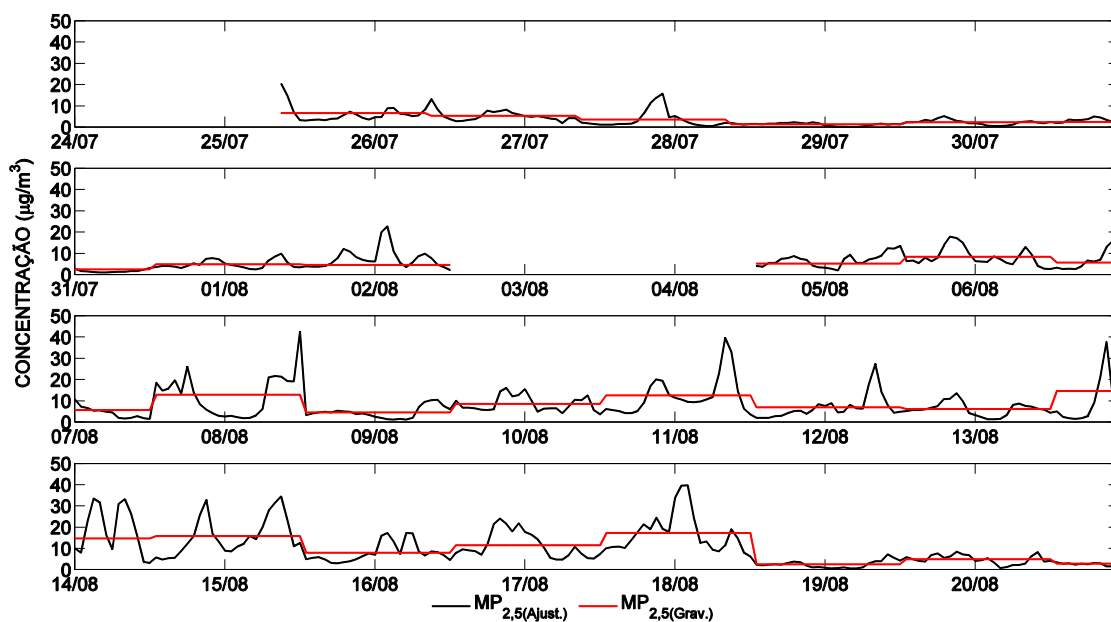


Fonte: Autoria própria, 2017.

O $MP_{2,5}$ monitorado no topo do cânion comportou-se de maneira diferente, apesar de também ser considerado como um local adequado para monitoramento de concentrações de fundo, ou seja, sem a influência direta do trânsito. O monitoramento no teto do cânion, por ter sido realizado pelo método gravimétrico, não possui uma resolução temporal tão fina mas pode ser igualmente utilizado para a modelagem dos poluentes após a adequação para resolução horária como descrito anteriormente (Figura 15).

A presença menos evidente de picos de concentração e o fato de estarem sempre abaixo das concentrações a nível de rua fazem com que as medidas no topo do cânion sejam uma condição de concentração de fundo mais adequada para utilização no modelo OSPM, representando melhor o comportamento da concentração de fundo no centro.

Figura 15 - Adequação de resolução das concentrações de $MP_{2,5}$ monitoradas no cânion.

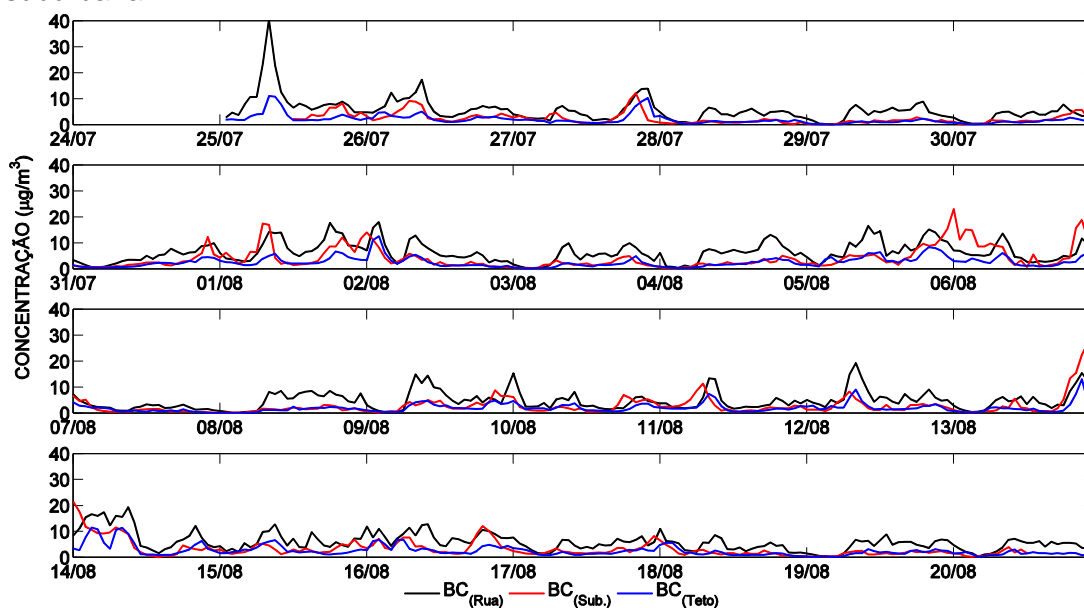


Fonte: Autoria própria, 2017.

Outro fator que reforça a importância de utilizar as medidas no topo do cânion como concentração de fundo é a proximidade ao local onde foram realizadas as demais medidas a nível de rua.

As concentrações de BC durante a campanha foram monitoradas também nos dois locais e, da mesma maneira que o ocorrido com o $MP_{2,5}$, as concentrações monitoradas na zona suburbana não se comportam de maneira adequada para serem consideradas como concentração urbana de fundo (Figura 16).

Figura 16 - Séries temporais de BC monitorado no cânion (rua e teto) e na área suburbana.



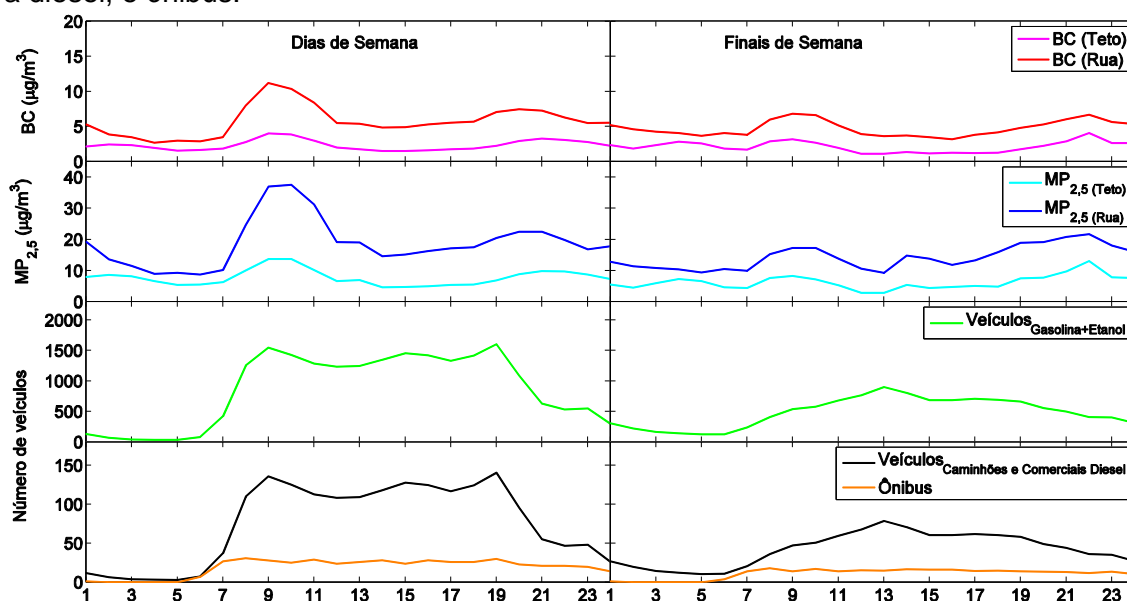
6.3.3 Ciclos Diários

Os ciclos médios diários dos poluentes medidos no cânion foram calculados para dias de semana e finais de semana e apresentados junto com o ciclo de trânsito total na Figura 17.

As concentrações medidas a nível de rua são sempre mais elevadas quando comparadas às de fundo e como os níveis de poluentes, mesmo dependendo também da meteorologia e configuração geométrica da rua, acompanham em partes o ciclo de trânsito da região quando observados próximos à rua, apresentando picos às 08:00 e entre as 19:00 e 20:00, horários com elevado fluxo de veículos, e como as concentrações se aproximam entre as 03:00 e as 05:00 da manhã, quando o fluxo de veículos é reduzido.

A evidência maior do pico de poluentes pela manhã quando comparado ao final da tarde pode ser associada à estabilidade atmosférica típica deste período do dia (HOLTSLAG, 2010), onde as temperaturas mais baixas dificultam a ascensão do ar que está próximo à superfície e a consequente dispersão dos poluentes (KRECL *et al.*, 2016). Isso também explica a queda nas concentrações no início da tarde mesmo com a manutenção do volume de veículos, pois, com o aumento da turbulência atmosférica há uma melhor dispersão dos poluentes, diminuindo as concentrações.

Figura 17 - Ciclos médios diários de BC e MP_{2,5} monitorados no cânion para dias de semana e finais de semana, junto com o ciclo dos veículos leves (automóveis, comerciais a gasolina e etanol, e motocicletas), caminhões e comerciais leves movidos a diesel, e ônibus.



Fonte: Autoria própria, 2017.

6.4 Modelagem

O modelo OSPM foi alimentado com a geometria do cânion (Figura 5); o ciclo diário de veículos (Figura 13) para cada dia da semana, obtido pela combinação das contagens absolutas dos radares com a divisão percentual da frota calculada através da base de dados do DETRAN-PR; a meteorologia e concentrações de fundo de MP_{2,5} e; os fatores de emissão de cada categoria e sub-categoria de veículos.

As concentrações de BC foram modeladas a partir das concentrações de MP_{2,5} multiplicadas pela razão BC/MP_{2,5} encontrada previamente. Esse processo é necessário pois não foram utilizados no modelo FE para BC.

6.4.1 Descrição Estatística

Primeiramente foram simuladas as concentrações de MP_{2,5} para verificar a concordância com as concentrações observadas. Foram calculados o Desvio Relativo, o Desvio Médio e o Desvio Médio Quadrado para as simulações de

MP_{2,5} utilizando as medidas do teto do cânion como concentração de fundo (Tabela 5).

Tabela 7: Resumo do desempenho do modelo para MP_{2,5} e BC.

| Estatístico | MP_{2,5} | BC |
|-------------------------------|-------------------------|-----------|
| R [-] | 0,82 | 0,58 |
| DR [-] | -0,055 | -0,043 |
| DM [µg/m³] | -6,68 | -1,78 |
| DMQ [µg/m³] | 11,6 | 3,28 |

Fonte: Aatoria própria, 2017.

As simulações utilizando o teto do cânion como concentração de fundo possuem um bom ajuste linear com as concentrações observadas ($r = 0,82$) e uma pequena variação em torno dos valores observados, como demonstram DR e DM, porém, estão subestimando as concentrações observadas em 6,68 µg/m³ em média. O resumo estatístico da modelagem de MP_{2,5} e BC está apresentado na Tabela 6.

Tabela 8 - Resumo estatístico das concentrações simuladas de MP_{2,5} e BC, expressas em µg/m³. Os valores de r são referentes ao ajuste linear entre as concentrações modeladas e o volume total de veículos leves (VL) e veículos pesados (VP).

| | r | | Média | Mediana | Desvio Padrão | Percentis | | | |
|------------------------------|-----------|-----------|--------------|----------------|--------------------------|------------------|-----------|-----------|-----------|
| | VL | VP | | | | 5 | 25 | 75 | 95 |
| MP_{2,5,Mod.} | 0,09 | 0,13 | 8,1 | 6,7 | 4,4 | 2,50 | 5,18 | 10,1 | 17,3 |
| BC_{Mod.} | 0,09 | 0,13 | 3,1 | 2,6 | 1,7 | 0,96 | 1,99 | 3,88 | 6,66 |

Fonte: Aatoria própria, 2017.

Apesar das medidas e simulações estarem ajustadas entre si (Tabela 6), o coeficiente de correlação das concentrações com o tráfego de veículos é muito baixo. Isso reforça a ideia de que fatores como a meteorologia e a geometria urbana são de maior importância que as próprias fontes emissoras em alguns casos. Apesar disso, a relação com veículos pesados (ônibus e caminhões) ainda é melhor do que com veículos leves (automóveis, motocicletas e comerciais leves), reforçando a importância dos veículos a diesel como emissores de MP e BC no ambiente urbano.

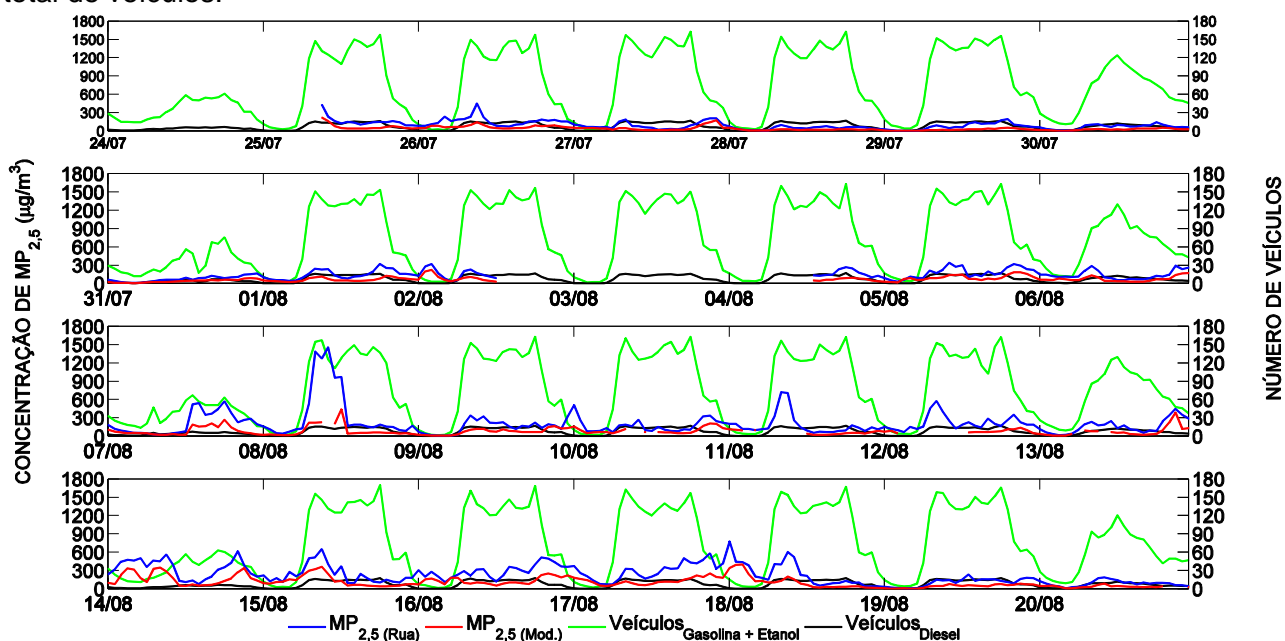
6.4.2 Séries Temporais

A série modelada de $MP_{2,5}$ foi comparada com as concentrações desse poluente a nível de rua, calculada a partir das concentrações de BC observadas na rua multiplicadas pela razão $BC/MP_{2,5}$.

As concentrações de $MP_{2,5}$ modeladas reproduzem o comportamento das concentrações observadas, porém, não na mesma magnitude, isto é, as duas séries apresentam picos em posições similares, mas concentrações observadas de $MP_{2,5}$ frequentemente maiores do que as simuladas (Figura 18), como demonstra o DM na Tabela 5.

Isso ocorre porque os fatores de emissão para o $MP_{2,5}$ ainda não são bem estabelecidos no padrão nacional, pois consideram apenas duas faixas de emissão e não consideram emissões de etanol, o que leva a uma estimativa errada quando são usados os FE disponíveis para o Brasil. Para veículos leves não existe fator de emissão nacional para $MP_{2,5}$ e são utilizados, para estes casos, FE do sistema europeu de controle de emissões (EURO).

Figura 18 - Séries temporais de $MP_{2,5}$ modelado, observado a nível de rua e número total de veículos.



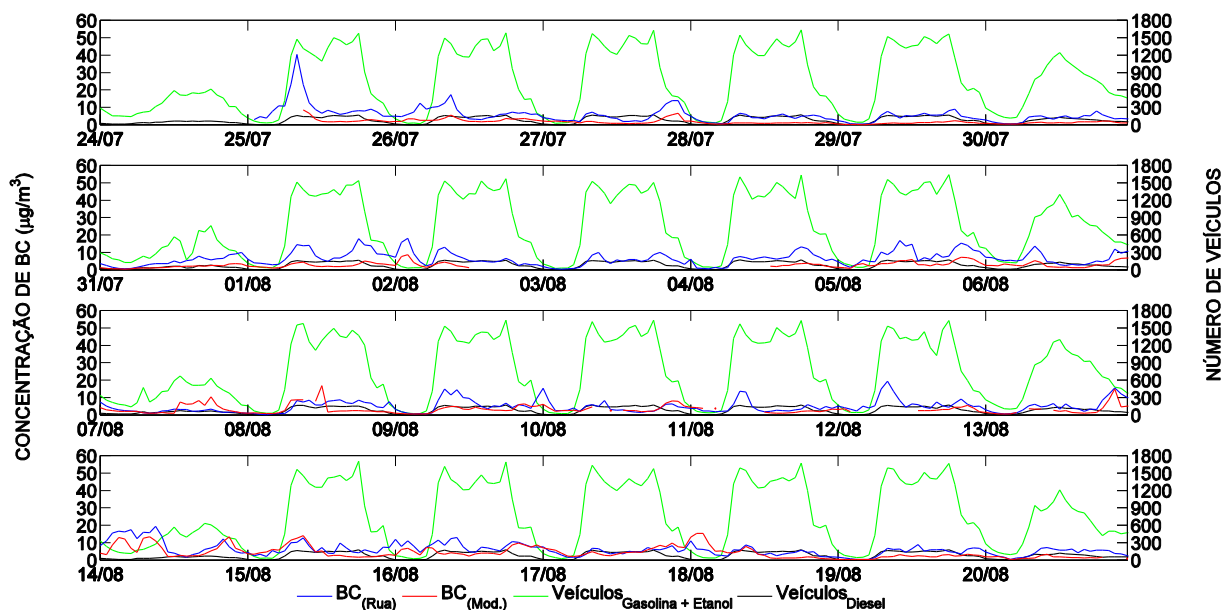
Fonte: Autoria própria, 2017.

Para adequar as duas bases de dados de FE é feita a equivalência entre as fases do PROCONVE e PROMOT com as fases do EURO. Outro ponto que dificulta as estimativas das emissões é que não é considerada a deterioração do motor de veículos antigos, levando também à falta de precisão nas estimativas feitas desta maneira. Por fim, estão sendo consideradas apenas as concentrações de poluentes emitidos no escapamento do veículo, tendo como fonte direta a combustão no motor pela falta de FE para $MP_{2,5}$ proveniente de abrasão e ressuspensão do material depositado no asfalto.

Nas concentrações de BC podemos observar que os valores medidos durante a campanha apresentam uma dispersão maior em relação aos valores modelados quando comparado ao $MP_{2,5}$ (Tabela 5). Entretanto o menor DR aponta que as concentrações de BC, mesmo sendo calculadas a partir do $MP_{2,5}$ ajustam-se melhor ao comportamento previsto pelo modelo (DR = -0,043).

Pode ser visto ainda nas Figuras 18 e 19 que, apesar de os veículos serem as principais fontes desses poluentes no ambiente urbano, suas concentrações não acompanham o ciclo médio diário de veículos, mostrando que existe a influência de outras variáveis na distribuição temporal desses poluentes, como os efeitos devido à geometria do cânion (formação de vórtice dentro do cânion) e a meteorologia.

Figura 19 - Séries temporais de BC modelado, observado a nível de rua e número total de veículos.



Fonte: Autoria própria, 2017.

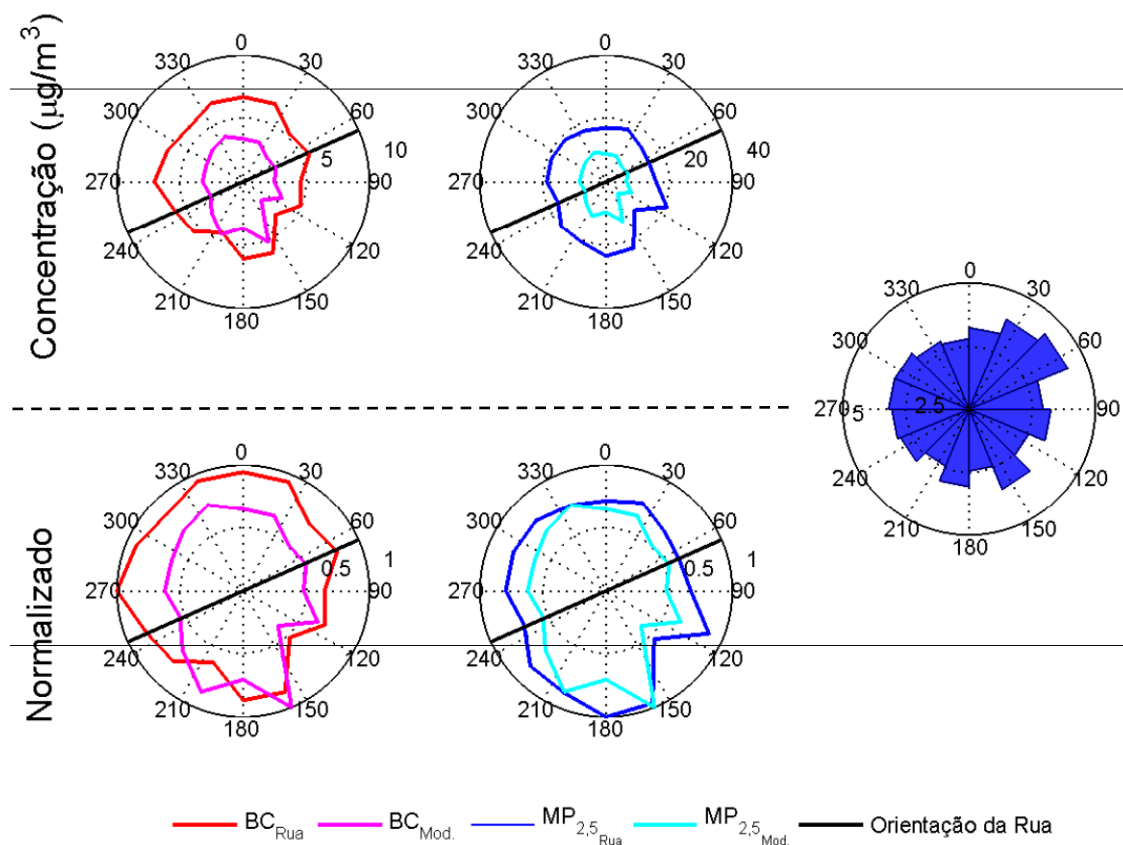
6.4.3 Distribuição das concentrações por setor do vento

Para avaliar o desempenho do OSPM considerando a meteorologia, são apresentadas as rosas das concentrações dos poluentes observados e modelados. Esse formato de apresentação indica a relação entre a direção do vento e a variação nas concentrações. A Figura 16 apresenta as concentrações observadas e modeladas em seu valor real e normalizadas, ou seja, divididas pelo maior valor individual de cada série. A normalização facilita a visualização da distribuição da série de dados, deixando em segundo plano os níveis observados.

O comportamento do $MP_{2,5}$ e do BC simulado pelo modelo apresenta uma grande similaridade com o observado no cânion (Tabela 5). O desvio da distribuição das concentrações no eixo perpendicular à rua, que pode ser visto principalmente nos gráficos normalizados da Figura 20, que onde os máximos tocam direções perpendiculares ao eixo do cânion, mostra a importância de se considerar tanto a meteorologia quanto a geometria dos edifícios em estudos intra-urbanos. O mesmo comportamento foi observado anteriormente por KRECL *et al.* (2016) em Londrina e descrito através de modelos por

VARDOULAKIS (2003), PARK (2000) entre outros autores como o efeito dos vórtices gerados dentro de cânions urbanos na dispersão dos poluentes.

Figura 20 - Rosas das concentrações de BC e $MP_{2,5}$ observados e modelados, mostrando valores absolutos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e normalizados, junto com histograma polar da direção do vento (%).



Fonte: Autoria própria, 2017.

6.4.4 Cenários propostos

Como os veículos que mais emitem MP e BC são os movidos a diesel (EEA, 2016), a minimização das concentrações desse poluente poderia ser alcançada através da redução da frota de ônibus ou da modernização da tecnologia dos veículos. Devido às deficiências já citadas da base de dados de FE nacional, as concentrações simuladas de $MP_{2,5}$ são calculadas de maneira incorreta, e o mesmo ocorre com as concentrações simuladas de BC, que frequentemente estão subestimadas.

Entretanto, em locais de monitoramento próximos ao trânsito o BC possui uma forte correlação com o NO_x , como mostrado por KRECL *et al.* (2011) em um

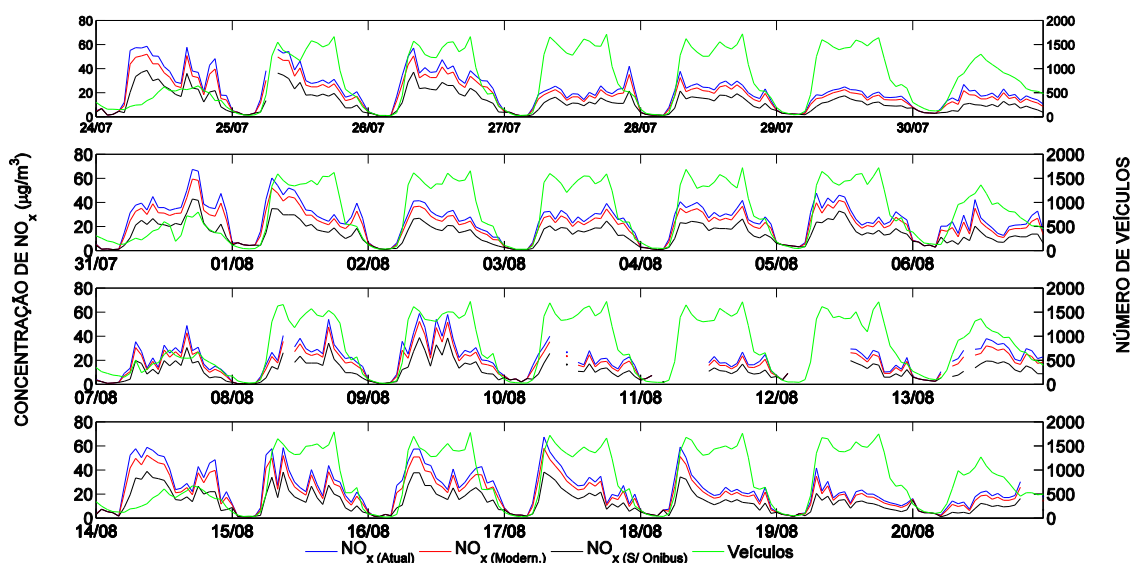
estudo realizado em Estocolmo ($r > 0,75$), indicando que o comportamento de ambos é similar nesse ambiente. VANDERSTRAETEN *et al.* (2011) observaram $r = 0,80$ entre NO_x e BC, superando a relação do BC com MP (0,50 à 0,71) em um estudo realizado em Bruxelas (Bélgica).

As concentrações de NO_x no cânion não foram monitoradas em base horária, mas as medidas obtidas pelos amostradores passivos expostos entre os dias 29/07 e 12/08 no teto do cânion e a nível de rua acusaram concentrações médias de 42,7 e 104,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Por não haver concentrações de fundo de NO_x em base horária, foi simulada só a concentração de NO_x resultante das emissões diretas do trânsito, e comparada com o resultado de subtrair a concentração do teto da concentração de rua para os amostradores passivos. Para esse período de amostragem de 14 dias o resultado modelado pelo OPSM para o NO_x foi um incremento de 42,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, contra 62,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ discriminado pelos amostradores passivos.

Os cenários propostos para avaliar a redução nos níveis de poluentes são: (i) a modernização da frota de ônibus do transporte público retirando veículos com idade pré-PROCONVE (20% da frota) e substituí-los por veículos das fases P5 (5%) e P7(15%) e; (ii) retirar de circulação 100% dos ônibus circulantes pelo trecho do cânion. O foco nos ônibus é motivado pelo histórico de Curitiba em ser pioneira na implantação de inovações relacionadas à otimização do transporte público no cenário nacional. Na Figura 21 estão ilustradas as concentrações de NO_x modeladas para as condições atuais e para os dois cenários e na Tabela 7 o resumo estatístico das três séries.

Com a modernização da frota de transporte público, mantendo apenas veículos das fases P5 e P7 em circulação observamos uma tendência na redução das concentrações de NO_x de 68,4% mesmo sem reduzir o volume de coletivos em circulação. Com a retirada dos ônibus verifica-se uma redução de aproximadamente 77,7% nas emissões de NO_x na região central.

Figura 21 - Séries temporais de NO_x modelado para a situação atual e os dois cenários propostos e número total de veículos. Neste caso a concentração de fundo para NO_x é nula, e os valores de NO_x representam a contribuição do trânsito pelo trecho de estudo.



Fonte: Autoria própria, 2017.

Tabela 9: Resumo estatístico dos valores de incremento de NO_x modelados pelo OSPM. Os valores de *r* são referentes ao ajuste linear entre as concentrações modeladas e o volume total de veículos leves (VL) e veículos pesados (VP).

| | <i>r</i> | | Média | Mediana | Desvio Padrão | Percentis | | | |
|------------------|----------|------|-------|---------|------------------|-----------|------|------|-------|
| | VL | VP | | | | 5 | 25 | 75 | 95 |
| Atual | 0,65 | 0,66 | 43,7 | 39,4 | 30,4 | 4,48 | 17,9 | 62,3 | 104,3 |
| Modern. | 0,65 | 0,66 | 29,9 | 26,9 | 20,7 | 3,25 | 12,4 | 42,4 | 71,3 |
| S/ Onibus | 0,57 | 0,58 | 9,75 | 6,95 | 9,25 | 0,40 | 2,29 | 14,8 | 29,8 |

Fonte: Autoria própria, 2017.

Devido à boa correlação com o BC espera-se uma redução similar nas emissões desse poluente, reduzindo imediatamente os efeitos ambientais e à saúde causados por esse poluente.

O coeficiente *r* das concentrações modeladas de NO_x e trânsito de veículos leves e pesados, apesar de relativamente baixo, indica uma melhor correlação com a emissão de veículos pesados do que com veículos leves nos três cenários. As incertezas no ajuste linear são provavelmente devido ao consumo de NO_x na produção de compostos secundários na atmosfera urbana. Como o NO_x e o BC possuem uma correlação boa entre si (KRECL *et al.*, 2011)

e, num ambiente urbano, são majoritariamente produzidos por veículos movidos a diesel (HERICH, 2011), podemos avaliar os estatísticos para o NO_x de maneira similar ao poluente particulado.

A implantação dessas medidas depende de acordos e contratos entre a Prefeitura de Curitiba e a URBS, que entram em acordo sobre a idade máxima dos ônibus circulando e rotas a percorrer. A redução da frota de ônibus que circula pelo cânion pode ser realizada com a alteração de itinerários dos ônibus para ruas alternativas à Marechal Deodoro, porém, não é viável visto que as ruas adjacentes ao local são de menor porte e não comportariam o volume de veículos pesados sem que houvessem danos à estrutura viária. Outra maneira seria atualizar a frota de ônibus para veículos híbridos ou elétricos, que já circulam em algumas linhas. Esses veículos podem reduzir os níveis de poluentes sem reduzir a capacidade de atendimento do sistema público de transporte.

7 CONCLUSÃO

Através do emprego de ferramentas de modelagem e análise foi possível avaliar a variação da concentração de poluentes no interior do cânion. A distribuição temporal dos poluentes observados mostrou-se uma condição dependente de diversos fatores como a meteorologia, o número de veículos e as características da frota.

A importância da seleção de um local adequado para monitorar concentrações de fundo e o efeito de eventos locais nos níveis de poluentes mesmo em locais afastados. As concentrações de fundo monitoradas no teto do cânion mostraram-se de duas a três vezes mais baixas quando comparadas às concentrações a nível de rua, o que concorda com diversos estudos realizados em condições similares.

O processo de validação do modelo com as medidas observadas depende em grande parte da qualidade dos dados de entrada fornecidos. O desempenho do OSPM para o $MP_{2,5}$ se mostrou muito bom, com variações pequenas em torno dos valores observados, e o mesmo se aplica ao BC. Com relação ao NO_x o modelo subestimou as concentrações em cerca de 32% para as medidas realizadas de maneira passiva. Como não houve o monitoramento contínuo, a avaliação de desempenho do OSPM para o NO_x fica limitado ao único valor de comparação possível dentro do período de realização do experimento.

Através da análise da variabilidade dos poluentes e do trânsito, observou-se que, mesmo sendo diretamente emitidos pelos motores a combustão, a distribuição dos poluentes atmosféricos no espaço urbano e no tempo varia com a meteorologia.

As reduções observadas de até 77% nas concentrações de NO_x , quando retirada a frota de ônibus completamente, são um forte motivo para que sejam ponderadas algumas propostas para realizar essa redução.

Como toda ferramenta, a modelagem possui suas limitações. As incertezas nas contagens de tráfego, divisão de categorias e FE associados podem trazer erros substanciais ao modelo, assim, deve-se dedicar grande parte do tempo inicial de trabalho com um modelo à calibração e validação do software para que sejam diminuídos os erros sistemáticos e de base de dados.

As simulações realizadas para esse trabalho mostraram que a redução de emissões em veículos à diesel através da modernização da frota pode diminuir significativamente a concentração de poluentes particulados e NOx em uma região que tem circulação de veículos pesados, sem causar em uma variação no volume de tráfego. Visto que a cidade de Curitiba busca, em suas tentativas de otimizar a mobilidade urbana, ações voltadas ao transporte público, a aplicação de medidas pautadas nos resultados aqui apresentados é viável e pode trazer benefícios a curto prazo.

8 TRABALHOS FUTUROS

Para melhorar o desempenho do OSPM com o objetivo de fazê-lo simular as concentrações de maneira mais fiel à realidade, algumas alterações nas bases de dados podem ser feitas. Primeiramente agregar aos FE as emissões não exaustivas como as provenientes da abrasão dos freios e ressuspensão de MP depositado sobre o asfalto. Isso fará com que as concentrações simuladas se aproximem do real principalmente para veículos pesados, que são os maiores responsáveis pelas emissões deste tipo.

Outra melhoria a ser implementada ainda sobre os FE é a variação destes com a velocidade de circulação, o que não é considerado nos FE nacionais atuais, e considerar a deterioração do motor ao longo dos anos no aumento das emissões de MP.

Para melhorar o desempenho do modelo em relação ao BC poderiam ser utilizados FE encontrados em estudos publicados para este poluente, ou realizar estudos para estimar esses FE no cenário nacional e adequar de forma mais precisa os FE sem a necessidade de usar bases estrangeiras que podem não ser representativas da frota brasileira.

Essas condições, contudo, são hipóteses que se adequam às condições atuais do estudo pois não requerem grandes aportes financeiros e recorrem ao conhecimento já existente, apenas necessitando adequação ao OSPM. Contudo, em um cenário ideal onde não existem limitantes, as considerações utilizadas para adequar a frota circulante, como o sucateamento e a divisão por categorias, podem ser substituídas por contagens automatizadas com identificação de placa dos veículos, assim possibilitando a construção da composição exata da frota que passa pelo local de estudo, deixando apenas o fracionamento dos veículos *flex* como estimativa a ser feita, reduzindo assim os erros carregados durante o processo de caracterização da frota.

REFERÊNCIAS

ABRACICLO. **Anuário da indústria brasileira de duas rodas**. 2016, disponível em: < <http://www.abraciclo.com.br/anuario-de-2016> >. Acesso em 03/07/2017.

ANDRADE, M. F. *et al.* **Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities**. *Air Quality, Atmosphere & Health*, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2012.

ANFAVEA. **Anuário da indústria automobilística brasileira**, 2016. disponível em < <http://www.virapagina.com.br/anfavea2016/files/assets/basic-html/page-1.html>>. Acesso em 03/07/2017.

APTE, J. S. *et al.* **Concentrations of fine, ultrafine, and black carbon particles in auto-rickshaws in New Delhi, India**. *Atmospheric Environment*, v. 45, n. 26, p. 4470-4480, 2011.

ASSIMAKOPOULOS, V. D.; APSIMON, H. M.; MOUSSIOPOULOS, N. **A numerical study of atmospheric pollutant dispersion in different two-dimensional street canyon configurations**. *Atmospheric Environment*, v. 37, n. 29, p. 4037-4049, 2003.

ATTFIELD, M.D. *et al.* **The diesel exhaust in miners study: a cohort mortality study with emphasis on lung cancer**. *Journal of the National Cancer Institute*, 104, 869-883, 2012.

BABICH, P. *et al.* **Method comparisons for particulate nitrate, elemental carbon, and PM_{2.5} mass in seven US cities**. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 50, n. 7, p. 1095-1105, 2000.

BARBON, A.; GOMES, J. **Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com uso do modelo AERMOD**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 129-140, 2010.

BENDER, A. P. DZIEDZIC, M. **Pollutant dispersion at the structural axes in Curitiba (PR), Brazil.** Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 19, n. spe, p. 31-42, 2014 .

BERNSTEIN, J.A. *et al.* **Health effects of air pollution.** Journal of Allergy and Clinical Immunology, v. 114, n. 5, p. 1116-1123, 2004.

BERKOWICZ, R. *et al.* **Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations.** Environmental Modelling & Software, v. 23, n. 3, p. 296-303, 2008.

BERKOWICZ, R. **OSPM—a parameterised street pollution model. In: Urban Air Quality: Measurement, Modelling and Management.** Springer Netherlands, p. 323-331, 2000.

BERKOWICZ, R. *et al.* **Modelling traffic pollution in streets.** National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark, v. 10129, n. 10136, p. 20, 1997.

BOND T.C *et al.* **Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment.** Journal of Geophysical Research: Atmospheres, DOI10.1002/jgrd.50171, 2012.

BOND, T.C. *et al.* **Historical emissions of black and organic carbon aerosol from energy-related combustion, 1850–2000.** Global Biogeochemical Cycles, v. 21, n. 2, 2007.

BOOGAARD, H. *et al.* **Contrast in air pollution components between major streets and background locations: particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number.** Atmospheric Environment, v. 45, n. 3, p. 650-658, 2011.

BRUCE, N.; PEREZ-PADILLA, R.; ALBALAK, R. **Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge.** World Health Organization, v. 78, n. 9, p. 1078-1092, 2000.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S.T. **Air pollution and health.** The lancet, v. 360, n. 9341, p. 1233-1242, 2002.

CalEPA (California Environmental Protection Agency – Air Resources Board) **The Air Toxics "Hot Spots" Information and Assessment Act** (AB 2588 Air Toxics "Hot Spots" Program) 1987.

CARVALHO, A. M. **Monitoramento da exposição pessoal ao poluente atmosférico black carbon**, 2017. Tese de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina.

CETESB (Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo). **Plano de Controle de Emissões Veiculares**, 2014.

CHEN, T. *et al.* **Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects.** American Journal of the Medical Sciences v. 333, n. 4, p. 249-256, 2007.

CLARK, N.N. *et al.* **Factors affecting heavy-duty diesel vehicle emissions.** Japca-The Journal of the Air & Waste Management Association, v. 52, n. 1, p. 84-94, 2002.

COOPER, C.D., ALLEY, F.C., **Air pollution control: a design approach.** 4ed. cap. 18. EUA. Waveland Press, Inc. 2011.

COSTA, F.T.M. **Estimação da relação ar-combustível e do tipo de combustível utilizando o sinal de pressão no cilindro em um motor ciclo Otto alimentado com misturas de etanol e gasolina.** 2015. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CURITIBA. **Conheça melhor a Área Calma**, 2015. Disponível em: <
<http://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/conheca-melhor-a-regiao-da-area-calma/37604> >. Acesso em 03/07/2017

DAN, M. *et al.* **The characteristics of carbonaceous species and their sources in PM_{2.5} in Beijing**. Atmospheric Environment, v. 38, n. 21, p. 3443-3452, 2004.

DANNI-OLIVEIRA, I. M. **A Cidade de Curitiba e a Poluição do Ar: implicações de seus atributos urbanos e geo-ecológicos na dispersão de poluentes em período de inverno**. IN: Clima Urbano, cap. 6, p. 155, 2003.

DETRAN-PR, **Frota de veículos cadastrados no estado do Paraná - posição em agosto 2016** disponível em: <
http://www.detran.pr.gov.br/arquivos/File/estatisticasdetransito/frotadeveiculoscadastradospr/2016/FROTA_2016_Agosto.pdf > Acesso em 08/06/2016.

EEA (European Environmental Agency). **Explaining road transport emissions: A non-technical guide**. ISSN: 978-92-9213-723-6, 2013.
disponível em: < <http://bilimportorene.no/wp-content/uploads/2016/01/Explaining-road-transport-emissions.pdf> > Acesso em 03/07/2016.

EPA (Environmental Protection Agency). **Terms of Environment Glossary Abbreviations and Acronyms**. 2007.

EPA (Environmental Protection Agency). **Report to Congress on Black Carbon - Black Carbon Effects on Public Health and the Environment**. 2012

EPCEU (European Parliament and Council of the European Union), **Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe**, 2008.

FREITAS, S.R. *et al.* **Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul.** *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 167-185, 2005.

GINOUX, P. *et al.* **Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products.** *Reviews of Geophysics*, v. 50, n. 3, 2012.

GOKHALE, S. B., *et al.* **The performance evaluation of WinOSPM model for urban street canyons of Nantes in France.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 100, n. 1-3, p. 153-176, 2005.

GOLDEMBERG, J. *et al.* **Bioenergia no estado de São Paulo: situação atual, perspectivas, barreiras e propostas.** São Paulo. Imprensa oficial do estado de São Paulo, 2008.

GUALTIERI, G. **A street canyon model intercomparison in Florence, Italy.** *Water Air and Soil Pollution*, v.212, n. 1-4, p. 461-482, 2010.

HERICH, H. *et al.*, **A 2.5 year's source apportionment study of black carbon from wood burning and fossil fuel combustion at urban and rural sites in Switzerland.** *Atmospheric Measurement Techniques*, v. 4, n. 7, p. 1409-1420, 2011.

HERTEL, O.; GOODSITE, M.E. **Urban air pollution climates throughout the world.** *Issues in Environmental Science and Technology*, v. 28, p. 1, 2009.

HINDS, W. **Aerosol Technology: properties, behavior and measurement of airborne particles.** 2ed. Wiley Interscience Publication, John Willey e Sons Inc. Nova Iorque, 1999.

HITZENBERGER, R. *et al.* **Size distribution of black (BC) and total carbon (TC) in Vienna and Ljubljana.** *Chemosphere*.v65, pp. 2106-2113, 2006.

HOLTSLAG, A. A. M. et al. **Stable atmospheric boundary layers and diurnal cycles: challenges for weather and climate models**. Bulletin of the American Meteorological Society, v. 94, n. 11, p. 1691-1706, 2013.

HSIEH, W. et al. **Engine performance and pollutant emission of an SI engine using ethanol-gasoline blended fuels**. Atmospheric Environment, v. 36, n. 3, p. 403-410, 2002.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores — Proconve/Promot**. Ibama, 3 ed. Brasília: Ibama/Diqua, 2011.

IBGE – Cidades. **informações sobre os municípios brasileiros**, disponível em <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=ecodmun=410690>> Acesso em 08/06/2016.

IEMA (Instituto de Energia e Meio Ambiente): **1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**, 2014 disponível em: <<http://www.energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2015/08/1-diagnostico-da-rede-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil.pdf>> Acesso em 08/06/2016.

IPPUC (Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba). **Nosso Bairro: Sitio Cercado**. 2015, disponível em: < <http://www.ippuc.org.br/nossobairro/anexos/65-Sitio%20Cercado.pdf> >. Acesso em 03/07/2017.

JOHNSON, W.B. et al. **An urban diffusion simulation model for carbon monoxide**. Japca-The Journal of the Air & Waste Management Association, v. 23, n. 6, p. 490-498, 1973.

KAKOSIMOS, K.E. et al. **Operational Street Pollution Model (OSPM)—a review of performed application and validation studies, and future prospects**. Environmental Chemistry, v. 7, n. 6, p. 485-503, 2010.

KAMPA, M. CASTANAS, E. **Human health effects of air pollution.**

Environmental Pollution, v. 151, n. 2, p. 362-367, 2008.

KRECL, P. *et al.* **Screening of short-lived climate pollutants in a street**

canyon in a mid-sized city in Brazil. Atmospheric Pollution Research, v. 7, n.

6, p. 1022-1036, 2016.

KRECL, P. *et al.* **Characterisation and Source Apportionment of Submicron**

Particle Number Size Distributions in a Busy Street Canyon. Aerosol Air

Quality Research, v. 15, n. 1, p. 220-233, 2015.

KRECL, P. *et al.* **Spatiotemporal distribution of light-absorbing carbon and**

its relationship to other atmospheric pollutants in Stockholm. Atmospheric

Chemistry and Physics, v. 11, n. 22, p. 11553-11567, 2011.

KÜNZLI, N. *et al.* **Public health impact of outdoor and traffic related air**

pollution. The Lancet. V. 356. pp. 795 – 801, 2000.

LAL, Shyam; NAJA, Manish; SUBBARAYA, B. H. **Seasonal variations in**

surface ozone and its precursors over an urban site in India. Atmospheric

Environment, v. 34, n. 17, p. 2713-2724, 2000.

LAMARQUE, J. F. *et al.* **Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and**

biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology

and application. Atmospheric Chemistry and Physics, v. 10, n. 15, p. 7017-

7039, 2010.

LAWSON, D.R. *et al.* **Emissions from lit-use Motor Vehicles in Los**

Angeles: A Pilot Study of Remote Sensing and the Inspection and

Maintenance Program. Japca-The Journal of the Air & Waste Management

Association, v. 40, n. 8, p. 1096-1105, 1990.

LIPPMANN, M. **Health effects of ozone a critical review.** Japca, v. 39, n. 5, p.

672-695, 1989.

MAHER, B. A. *et al.* **Magnetite pollution nanoparticles in the human brain**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 113, n. 39, p. 10797-10801, 2016.

MATTOS, J.A.B.; CORREIA, E.L. **Uma Nova Estimativa da Frota de Veículos Automotivos no Brasil**, VII Congresso Brasileiro de Energia – CBE. Brasil, 1996.

MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia) **Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**, 2006

MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri; SALDIVA, Paulo Hilário Nascimento; BÖHM, György Miklós. **An evaluation of air pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil**. Environmental management, v. 35, n. 5, p. 667-676, 2005.

MIYAZAKI, Y. *et al.* **Performance of a newly designed continuous soot monitoring system (COSMOS)**. Journal of Environmental Monitoring, v. 10, n. 10, p. 1195-1201, 2008.

MMA (Ministério do Meio Ambiente) **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários – Relatório Final**. 2011

MOREIRA, G.A.A. **Modelagem numérica da camada limite atmosférica com validação experimental**. 2007. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais.

MOTTA, R.S.; MENDES, A.P.F. **Custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil**. Pesquisa e Planejamento Econômico, v. 25, n. 1, p. 165-198, 1995.

MYHRE, G., *et al*, 2013: **Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis.** Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

NAGL, C. **Assessment of plans and programmes reported under 1996/62/EC** — Final report, Umweltbundesamt, Vienna, report n°REP-0079, 2006.

OGAWA & Co. **NO, NO₂,NO_x and SO₂ Sampling Protocol Using The Ogawa Sampler.** EUA. 2006.

OKE, Tim R. **Street design and urban canopy layer climate.** Energy and buildings, v. 11, n. 1, p. 103-113, 1988.

PARK, S.; *et al.*, **Dispersion characteristics of vehicle emission in an urban street canyon.** Science of the Total Environment, v. 323, n. 1, p. 263-271, 2004.

PAZ, S.R. *et al.* **Utilização de Modelagem Numérica para o estudo da dispersão de poluentes emitidos pela Usina Termoelétrica Presidente Médici.** Química Nova, v. 30, n. 7, p. 1609, 2007.

PÉREZ, N. *et al.* **Variability of particle number, black carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ levels and speciation: influence of road traffic emissions on urban air quality.** Aerosol Science and Technology, v. 44, n. 7, p. 487-499, 2010.

POPE III, C. A.; DOCKERY, D. W. **Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect.** Journal of the air & waste management association, v. 56, n. 6, p. 709-742, 2006.

RAUB, J.A. *et al.* **Carbon monoxide poisoning—a public health perspective.** Toxicology, v. 145, n. 1, p. 1-14, 2000.

RICHMOND-BRYANT, J. *et al.* **Associations of PM 2.5 and black carbon concentrations with traffic, idling, background pollution, and meteorology during school dismissals.** *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 10, p. 3357-3364, 2009.

SALDIVA, P.H.N. *et al.* **Meio ambiente e saúde : o desafio das metrópoles.** 1ª. ed. São Paulo: Ex Libris Comunicação Integrada, 2010. v. 1. 200 p.

SCHENONE, G.; LORENZINI, G. **Effects of regional air pollution on crops in Italy.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 38, n. 1-2, p. 51-59, 1992.

SEINFELD, J. H., PANDIS S. N., **Atmospheric Chemistry and physics: from air pollution to climate changes.** Nova York: John Wiley e Sons, Inc, 1998.

SILVERMAN, D. T. *et al.* **The diesel exhaust in miners study: a nested case_control study of lung cancer and diesel exhaust.** *Journal of the National Cancer Institute*. 104, 855-868, 2012.

SPADARO, J.V.; RABL, A. **Damage costs due to automotive air pollution and the influence of street canyons.** *Atmospheric Environment*, v. 35, n. 28, p. 4763-4775, 2001.

STEINLE, S., *et al.*, **Quantifying human exposure to air pollution—Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment.** *Science of the Total Environment*, v. 443, p. 184-193, 2013.

TARGINO, A. C. *et al.* **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. *et al.* **Deterioration of air quality across Sweden due to transboundary agricultural burning emissions.** *Boreal Environment Research*, v. 18, n. 1, p. 19-36, 2013.

TASEIKO, O.V. *et al.* **Air pollution dispersion within urban street canyons**. Atmospheric Environment, v. 43, n. 2, p. 245-252, 2009.

TIAN, J.; CHEN, D. **A semi-empirical model for predicting hourly ground-level fine particulate matter (PM 2.5) concentration in southern Ontario from satellite remote sensing and ground-based meteorological measurements**. Remote Sensing of Environment, v. 114, n. 2, p. 221-229, 2010.

TSAI, J. *et al.* **Air pollutant emission factors from new and in-use motorcycles**. Atmospheric Environment, v. 34, n. 28, p. 4747-4754, 2000.

URBS, Transporte / Sustentabilidade. Disponível em <
<https://www.urbs.curitiba.pr.gov.br/transporte/sustentabilidade> > acesso em
08/06/2017

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. 4ed, cap 1, EUA. Academic press, 2008.

VAN AARDENNE, John A. *et al.* **Anthropogenic NOx emissions in Asia in the period 1990–2020**. Atmospheric environment, v. 33, n. 4, p. 633-646, 1999.

VANDERSTRAETEN, P. *et al.* **Black carbon instead of particle mass concentration as an indicator for the traffic related particles in the Brussels Capital Region**. Journal of Environmental Protection, v. 2, n. 05, p. 525, 2011.

VARDOULAKIS, S. *et al.* **Operational air pollution modelling in the UK— Street canyon applications and challenges**. Atmospheric Environment, v. 41, n. 22, p. 4622-4637, 2007.

VARDOULAKIS, S. *et al.* **Modelling air quality in street canyons: a review**. Atmospheric Environment, v. 37, n. 2, p. 155-182, 2003.

WHO, **Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**, 2016 disponível em < <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/250141/1/9789241511353-eng.pdf?ua=1>> Acesso em 08/06/2017

WHO Escritório regional da Europa, OECD. **Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth**. Copenhagen: WHO Escritório Regional da Europa, 2015.

WHO, IARC (International Agency for Research on Cancer), **Air pollution and cancer** 2013, disponível em: < <https://www.iarc.fr/en/publications/books/sp161/AirPollutionandCancer161.pdf> > Acesso em 08/06/2017.

WHO, **Burden of disease from the joint effects of Household and Ambient Air Pollution for 2012**, disponível em <http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24March2014.pdf?ua=1> Acesso em: 08/06/2017.

WU, C. *et al.* **The influence of air–fuel ratio on engine performance and pollutant emission of an SI engine using ethanol–gasoline-blended fuels**. Atmospheric Environment, v. 38, n. 40, p. 7093-7100, 2004.

WU, Y. *et al.* **On-road vehicle emission control in Beijing: past, present, and future**. Environmental Science and Technology, v. 45, n. 1, p. 147-153, 2010.

ZHANG, H. SHUNFENG, S.O.N.G. **Rural–urban migration and urbanization in China: Evidence from time-series and cross-section analyses**. China Economic Review, v. 14, n. 4, p. 386-400, 2003.

ZHANG, Y. *et al.* **Numerical simulation and in situ investigation of fine particle dispersion in an actual deep street canyon in Hong Kong**. Indoor and Built Environment, v. 20, n. 2, p. 206-216, 2011.