

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**  
**ENGENHARIA AMBIENTAL**

**THIAGO ALVES PEREIRA LANDI**

**AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO DO AR NO**  
**CENTRO DE LONDRINA-PR**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA**

**2018**

**THIAGO ALVES PEREIRA LANDI**

**AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO DO AR NO  
CENTRO DE LONDRINA-PR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Profa. Dra. Patricia Krecl.

**LONDRINA**

**2018**



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



## TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Avaliação de cenários para redução da poluição do ar no centro de Londrina-PR

por

Thiago Alves Pereira Landi

Monografia apresentada no dia 29 de junho de 2018 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).

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Joseane Débora Peruço Theodoro  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Maurício Moreira dos Santos  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Patricia Krecl Abad  
(UTFPR)  
Orientador

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

## AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a minha orientadora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Patricia Krecl, que foi a pessoa com quem mais aprendi durante toda minha vida de estudos, me passando todo conhecimento necessário para a produção deste trabalho e muitas outras atividades que levarei por toda minha vida profissional, além de toda orientação e atenção que me deu desde o primeiro dia em que começamos a trabalhar juntos.

Ao Prof. Dr. Admir Targino, que me abriu as portas do grupo *Atmospher*, local onde fiz iniciação científica por dois anos, obtendo conhecimentos e experiências que eu jamais teria se não tivesse essa oportunidade. Além de ter emprestado todos os equipamentos que foram utilizados durante o trabalho.

Aos órgãos de fomento educacional que me proporcionaram bolsas de estudos e financiamento dos projetos, como à Fundação Araucária pela bolsa de iniciação científica, ao CNPq pelo financiamento dos projetos 485387/2012-3 e 404146/2013-9.

Aos professores Dr. Mathias Ketzell pela ajuda com o modelo OSPM, Dr. Jorge Martins, pelos dados meteorológicos fornecidos, além dos professores Dra. Joseane Peruço, Dr. Maurício Moreira, Dr. Orlando de Carvalho, Dr. Aulus Bineli e ao Dr. Edson Fontes, que foram os que mais me marcaram durante toda a graduação.

Aos meus familiares, em especial a minha mãe e minha avó, que enfrentam dificuldades a cada dia para manter meus estudos, além de todo o amor que me faz querer ser alguém melhor. É para elas que quero me tornar um bom engenheiro ambiental, orgulhando-as e conseguindo devolver de certa forma tudo o que fizeram por mim.

À minha namorada Jhulia Alves, por me incentivar em cada momento de desânimo ou instabilidade com a faculdade, acreditando em mim e no meu potencial, fazendo toda a diferença em minha vida.

Aos meus amigos e companheiros de apartamento Douglas Santos, Vitor Fiorin, Matheus Trindade, José de Carvalho, Tiago Rotta, Lutiano Assis e Gabriel Fuzeto que me acompanharam durante muitas horas de trabalho em casa, proporcionando diversos momentos de descontração, aliviando todo o estresse que tive durante o trabalho.

Também aos amigos do grupo *Atmospher* Yago Cipolo, Rhuan Ancioto, Bruno Machado, Mateus Toloto e Luiz Wiese, que além da amizade, me auxiliaram diversas vezes com discussões e apoio no desenvolvimento do trabalho.

Ao meu melhor amigo Ygor Benini, que mesmo longe, também é alguém que me motiva todos os dias a ser uma pessoa melhor, para que um dia ele tenha orgulho de ser o amigo que me acompanhou durante toda a vida.

Por fim e mais especial a Deus, que ouviu minhas orações todas as noites, me concedendo energia, concentração, paciência e discernimento para todos os passos do trabalho e da minha vida.

## RESUMO

O estudo foi realizado no município de Londrina-PR, com o objetivo geral de analisar o comportamento de determinados poluentes atmosféricos em um cânion urbano, assim como as concentrações de fundo, para validar um modelo de dispersão de poluentes e propor cenários de melhoria da qualidade do ar. Foram coletados dados dos poluentes *black carbon* (BC), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>), com equipamentos nos dois lados do cânion, no teto de um prédio localizado na região central e no campus da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, sendo estes dois últimos utilizados como locais representativos de concentração de fundo urbana e dados meteorológicos. O trânsito influenciou diretamente o comportamento desses poluentes, principalmente o NO<sub>x</sub> e o BC, que são derivados da combustão incompleta de combustíveis fósseis, apresentando dois picos diários que se assemelham aos picos de fluxo dos ônibus urbanos dentro do cânion, às 7h e às 18h. Para a modelagem, foi utilizado o *Operational Street Pollution Model* (OSPM), que simula as concentrações de poluentes dos dois lados do cânion, utilizando entrada de dados como a meteorologia, concentrações de fundo, geometria do cânion, frota veicular do município e o fluxo diário de veículos. Após a validação do modelo, vários cenários foram tratados visando melhorar a qualidade do ar no cânion, como por exemplo a modernização ou eletrificação da frota, cenários de gerenciamento de trânsito como limitar o fluxo de ônibus e até mesmo de carros. Também foi possível quantificar o impacto causado pela implementação de carros a diesel na frota londrinense, visto que as emissões deste tipo de motor contribuem para a poluição veicular.

**Palavras-chave:** Cânion Urbano; Qualidade do Ar; Modelagem Numérica de Poluentes.

## ABSTRACT

The study was conducted in the city of Londrina-PR, with the general objective of analyzing the behavior of certain atmospheric pollutants in an urban canyon, as well as the background concentrations, to validate a dispersion model of pollutants and propose scenarios of quality improvement. Data were collected on black carbon (BC), nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) and fine particulate matter (MP2.5), with equipment on both sides of the canyon, on the roof of a building located in the central region and on the campus of the Technological University Federal of Paraná, these last two being used as representative sites of concentration of urban background and meteorological data. It is expected that traffic directly influences the behavior of these pollutants, mainly NO<sub>x</sub> and BC, which are derived from the incomplete combustion of fossil fuels, presenting two daily peaks that resemble the peak flows of urban buses inside the canyon at 7:00 a.m. and at 6:00 p.m. For the modeling, the Operational Street Pollution Model (OSPM), which simulates pollutant concentrations on both sides of the canyon, will be used using data input such as meteorology, background concentrations, canyon geometry, county vehicular fleet and flow of vehicles. After the validation of the model, several scenarios will be dealt with in order to improve the air quality in the canyon, such as the modernization or electrification of the fleet, traffic management scenarios such as limiting the flow of buses and even cars. It will also be possible to quantify the impact caused by the implementation of diesel cars in the London fleet, since the emissions of this type of motor contributes to the vehicular pollution.

**Keywords:** Urban Canyon; Air Quality; Numerical Modelling of Pollutants.

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1 – Habitantes por veículo no Brasil.....   | 10 |
| Figura 2 – Formação do vórtice dentro dos cânions urbanos.....   | 11 |
| Figura 3 – Distribuição da frota circulante do Brasil por idade dos veículos automotores.....  | 15 |
| Figura 4 – Efeitos das diferentes taxas de crescimento do uso de diesel em veículos leves de passageiros na mortalidade prematura no Brasil baseado nas emissões de $MP_{2,5}$ ..... | 18 |
| Figura 5 – Fluxograma da modelagem.....  | 19 |
| Figura 6 – Locais de amostragem do experimento.....  | 20 |
| Figura 7 – Inserção da geometria do cânion no modelo OSPM e vista 3D do cânion.....  | 24 |
| Figura 8 – Número total de veículos por ano de fabricação após sucateamento da frota .....   | 30 |
| Figura 9 – Porcentagem de veículos por categoria e combustível para a frota de Londrina em 2016 .....  | 30 |
| Figura 10 – Porcentagem de cada fase tecnológica por tipo de veículo em Londrina .....   | 31 |
| Figura 11 – Fluxo horário de veículos no cânion .....  | 32 |
| Figura 12 – Ciclo diário de veículos no cânion: a) totais; b) veículos pesados a diesel .....  | 33 |
| Figura 13 – Correlação linear entre BC e $NO_x$ .....  | 35 |
| Figura 14 – Ciclo diário dos poluentes e do trânsito monitorado.....   | 36 |
| Figura 15 – Série temporal dos poluentes monitorados de 20/02/2016 a 26/02/2016 .....  | 37 |
| Figura 16 – Série temporal de BC monitorado de 20/02/2016 a 05/03/2016.....  | 38 |
| Figura 17 – Série temporal de $NO_x$ modelado e medido no cânion e no teto.....  | 39 |
| Figura 18 – Série horária de $NO_x$ medida e modelado para uma semana (20-26/02/2016) ....   | 40 |
| Figura 19 – Série horária de $NO_x$ medida e modelada com variações de tráfego .....   | 41 |
| Figura 20 – Série horária de $NO_x$ medida e modelada da dieselização .....  | 42 |



## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO.....                                     | 4  |
| 2 OBJETIVOS.....                                      | 6  |
| 2.1 Objetivo geral.....                               | 6  |
| 2.2 Objetivos específicos .....                       | 6  |
| 3 JUSTIFICATIVA .....                                 | 7  |
| 4 REFERENCIAL TEÓRICO.....                            | 9  |
| 4.1 Crescimento populacional e da frota veicular..... | 9  |
| 4.2 Poluição do ar .....                              | 10 |
| 4.3 Poluentes estudados .....                         | 12 |
| 4.4 Modelos de dispersão.....                         | 13 |
| 4.5 Fatores de emissão .....                          | 14 |
| 4.6 Medidas para reduzir a poluição veicular .....    | 14 |
| 4.7 Dieselização da frota veicular .....              | 16 |
| 5 METODOLOGIA.....                                    | 19 |
| 5.1 Área de estudo.....                               | 19 |
| 5.2 Equipamentos utilizados no monitoramento.....     | 21 |
| 5.3 Modelo OSPM .....                                 | 23 |
| 5.4 Tratamento de dados .....                         | 26 |
| 5.5 Descrição dos cenários.....                       | 27 |
| 6 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....                        | 29 |
| 6.1 Condições meteorológicas .....                    | 29 |
| 6.2 Frota veicular .....                              | 29 |
| 6.3 Fluxo de trânsito .....                           | 31 |
| 6.4 Poluentes monitorados .....                       | 34 |
| 6.5 Modelagem .....                                   | 38 |
| 7 CONCLUSÃO.....                                      | 43 |

|                   |    |
|-------------------|----|
| REFERÊNCIAS ..... | 45 |
| ANEXOS .....      | 50 |

## 1 INTRODUÇÃO

As emissões dos veículos motorizados têm substancial contribuição para a poluição urbana através de compostos carbonáceos, óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), gases de efeito estufa (GEE) e material particulado (MP). Para melhorar a qualidade do ar, muitos países implementaram sistema de controle de emissões veiculares pelo escapamento e evaporativas, melhorando a tecnologia dos motores, sistemas de pós tratamento e combustíveis mais limpos. Porém, o crescimento acelerado do número de veículos – derivado do crescimento populacional em conjunto com o desenvolvimento econômico e expansão das áreas metropolitanas – e a dependência cada vez maior que a população tem dos transportes, pode reduzir os benefícios esperados à qualidade do ar (HEI, 2010).

A poluição do ar oriunda da frota motorizada é ainda mais crítica em determinados trechos das cidades, como avenidas movimentadas, áreas de congestionamento intenso e ruas com estrutura de cânion urbano. Os cânions urbanos (comuns no centro das cidades) são caracterizadas por construções dos dois lados das ruas e tem a poluição ainda mais agravada quando o vento sopra perpendicular ao eixo do cânion, o que dificulta a dispersão dos poluentes ali gerados (VARDOULAKIS et al., 2003).

Dentre os poluentes urbanos de origem veicular, um dos que mais se destacam é o *black carbon* (BC), por contribuir diretamente para o aquecimento global (BOND et al., 2013), além de ser prejudicial à saúde humana (JANSEN, 2005). O NO<sub>x</sub>, na forma de dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) é altamente prejudicial à saúde, precursor da deposição ácida e da formação de ozônio troposférico (O<sub>3</sub>) (MONKS et al., 2015) e do material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>) (FUZZI et al., 2015). O NO<sub>x</sub> pode ainda contribuir para o fenômeno da eutrofização (JAWORSKI et al., 1997). O NO<sub>2</sub> é geralmente regulamentado por agências de controle ambiental, como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2017; ACT, 1970) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente no Brasil (CONAMA, 1990).

Os veículos a diesel emitem altas quantidades de BC e NO<sub>x</sub>, o que aumenta as concentrações ambiente desses poluentes, como já observado no centro de Londrina (KRECL et al., 2015). A contribuição da frota a diesel se dá pela presença de caminhões, ônibus urbanos e uma fração dos veículos comerciais leves, visto que não há carros a diesel entre os 90,7 milhões de veículos cadastrados na frota brasileira (DENATRAN, 2016).

No Brasil, os carros a diesel estão proibidos desde 1973, regulamentado pela Portaria nº 23, de 6 de junho de 1994, que proíbe o consumo de óleo diesel em veículos automotores de passageiros, de cargas e de uso misto com massa inferior a 1000 kg (CAMARA DOS DEPUTADOS, 1994).

Porém, comissões governamentais já discutem a liberação do comércio destes veículos, o que preocupa organizações ambientais, dentre elas o Conselho Internacional do Transporte Limpo (ICCT), que estima graves impactos ambientais advindos da circulação de novos veículos a diesel como o aumento das emissões de poluentes altamente danosos ao clima como o BC e o NO<sub>2</sub>, e também impactos à saúde humana como doenças respiratórias e até mesmo o aumento do número de óbitos prematuros (DALLMANN e FAÇANHA, 2016).

A fim de auxiliar os estudos da qualidade do ar, foram desenvolvidos modelos numéricos de dispersão que permitem simular as concentrações de poluentes. Tais modelos são um bom complemento para as medidas em campo, podendo até mesmo substituir o método do monitoramento quando o modelo for validado (FENGER e TJELL, 2009). Esses modelos são utilizados para diagnósticos e previsão dos níveis de poluição, identificando áreas poluídas que carecem de monitoramento. E ainda, os resultados desses modelos podem ser usados por tomadores de decisões, através da apresentação de projetos de gerenciamento de trânsito, e também análise de impactos do aumento da circulação de veículos.

O modelo de microescala Operational Street Pollution Model (OSPM) simula a concentração de poluentes em um cânion urbano usando parâmetros de entrada como fluxo de veículos, caracterização da frota municipal, composição dos combustíveis, fatores de emissão, meteorologia, concentrações de fundo e geometria do cânion analisado (BERKOWICZ, 2000).

O enfoque deste trabalho é avaliar a poluição do ar no centro de Londrina através de observações e propor diferentes cenários para melhorar a qualidade do ar como a modernização da frota e estratégias de gerenciamento de trânsito. Também será avaliado o impacto sobre os níveis de poluição caso a comercialização de carros à diesel for liberada no Brasil.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

O objetivo geral deste trabalho é estudar os níveis de poluição do ar em um cânion urbano na região central da cidade de Londrina e apresentar propostas para melhorar a qualidade do ar através de simulação de cenários com modelagem numérica.

### **2.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- Diagnosticar a qualidade do ar em um cânion urbano através de monitoramento;
- Analisar os fatores que influenciam diretamente na poluição de um cânion, como as características da frota veicular, fluxo de veículos e suas emissões, e meteorologia;
- Validar o modelo de dispersão com os dados do monitoramento;
- Propor cenários de redução da poluição do ar no cânion urbano, por meio de simulações de modernização da frota e estratégias de gerenciamento de trânsito;
- Quantificar o impacto na qualidade do ar causado pela inserção de carros a diesel na frota veicular.

### 3 JUSTIFICATIVA

Qualquer trabalho que foque em projetos de melhoria da qualidade do ar é justificado pelo crescente número de mortes e doenças relacionadas com poluição do ar. A Organização Mundial da Saúde (OMS) calculou que sete milhões de mortes por ano podem ser associadas à poluição do ar, através de doenças respiratórias, cardiovasculares e mortes prematuras (WHO, 2014). A OMS destaca ainda que 92% da população mundial vive em áreas onde os níveis de MP<sub>2,5</sub> ultrapassam os limites recomendados, indicando ainda que modelos ineficientes de transporte estão entre as principais fontes de emissão dessa poluição.

Este trabalho apresentará propostas de cenários futuros onde a qualidade do ar no centro da cidade possa ser melhorada, mostrando os impactos causados pela inserção de carros à diesel na frota, bem como cenários de modernização da frota veicular.

A última década apresentou uma forte onda de dieselização da frota veicular na União Europeia, motivada pela redução das emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para cumprir com as obrigações do Protocolo de Kyoto. Porém, após alguns anos, foi comprovado que as emissões de CO<sub>2</sub> não reduziram, já que as pessoas compraram mais carros e circulavam ainda mais com seus carros a diesel, devido ao baixo preço do óleo, fazendo também com que aumentassem as emissões de NO<sub>x</sub> (CAMES e HELMERS, 2013).

No Brasil, o Senador Benedito de Lira (PP-Alagoas) apresentou à Câmara o Projeto de Decreto Legislativo (SF) nº 84, de 2015, que visa sustar a portaria que proíbe o consumo de óleo diesel em carros. O projeto atualmente se encontra aguardando designação do relator na Comissão de Constituição, Justiça e Cidadania (SENADO FEDERAL, 2015). As justificativas apresentadas pelo Senador são as mesmas apresentadas anos atrás na Europa, ressaltando a redução das emissões de GEE, que já apresentaram resultados contrários aos esperados.

Este trabalho também mostrará estratégias de mitigação para os níveis de poluição no centro de Londrina, analisando cenários de eletrificação da frota, tanto de carros quanto de ônibus, uso de tecnologias mais novas e redução do fluxo de veículos pelo centro da cidade. Através da análise destes cenários desenvolvidos por modelos numéricos de dispersão, pode-se quantificar os impactos na poluição do ar a nível local, que seriam causados pela liberação de veículos a diesel no Brasil, bem como a quantificação da redução da poluição do ar por meio de cada estratégia apresentada.

Diversos institutos de pesquisa europeus, como o Instituto Meteorológico e Hidrológico da Suécia (SMHI) e o Instituto Norueguês para Pesquisas do Ar (NILU), utilizam o OSPM para estudos de cenários futuros, visando a redução da poluição do ar em centros urbanos (KAKOSIMOS et al., 2010).

Portando, o modelo é amplamente utilizado e pode ser uma boa ferramenta para o desenvolvimento do estudo no centro de Londrina. Além do mais, o trabalho com a modelagem, após ser validado, pode trazer inúmeras vantagens para o município, como o alcance de áreas com a qualidade do ar ainda não monitoradas, trazendo vantagens na parte econômica e logística, pois é possível desenvolver estratégias de trânsito e quantificar seus resultados, apenas com um computador, e só aplicá-las após a avaliação de uma série de resultados diferentes.

## **4 REFERENCIAL TEÓRICO**

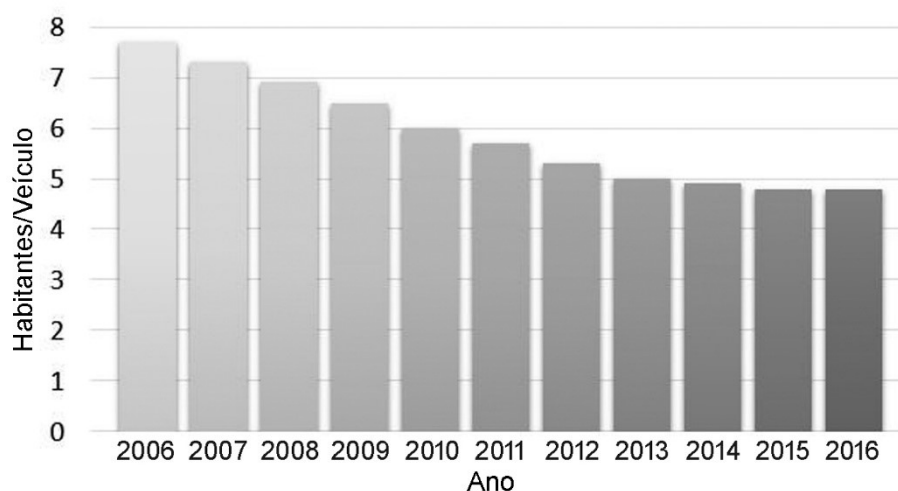
O referencial teórico apresenta embasamento para as diferentes ideias que são apresentadas ao longo do trabalho, mostrando a relação entre os avanços tecnológicos e as consequências trazidas por estes avanços, sejam elas positivas ou negativas. Desde o crescimento acelerado do número de veículos, exaltando a poluição veicular, que é altamente danoso, à saúde humana e ao meio ambiente, até as tecnologias que visam reduzir estas emissões, passando por estudos da qualidade do ar e o uso de diferentes ferramentas para avaliar os impactos ao meio ambiente e mitigações que visem reduzir a poluição do ar.

### **4.1 Crescimento populacional e da frota veicular**

As relações entre o crescimento populacional e a qualidade do meio ambiente vem sendo discutidas há muitos anos, acompanhando o avanço das tecnologias e dos impactos causados pela degradação do mesmo (GOODSTEIN, 2005). O êxodo rural e as migrações, em conjunto com as crises financeiras ocorridas no país, fazem com que os polos comerciais e industriais cresçam cada vez mais. Um exemplo disso é o que aconteceu entre os anos de 1990 e 1995, quando 30% da população brasileira migrou do campo para os grandes centros urbanos. Desta forma, as cidades receberam um número consideravelmente maior de pessoas do que a área urbana planejada conseguiria suportar, gerando um crescimento horizontal e vertical desorganizado que impacta a qualidade do solo, através da impermeabilização, da água e do ar (CAMARANO e ABRAMOVAY, 2014).

Esse crescimento acelerado fez ainda com que aumentassem as necessidades da população, como o uso do transporte, que é essencial para milhões de pessoas que precisam se locomover por diferentes áreas das grandes cidades diariamente. O número de veículos circulantes nas ruas do Brasil é cada vez maior, enquanto a relação habitante por veículo circulante vem em contínuo declínio. Em 2016, existia um veículo em circulação para cada 4,8 habitantes (SINDIPEÇAS, 2017), como mostrado na Figura 1, tornando cada vez mais agravante a poluição visual, sonora, e principalmente do ar.



**Figura 1** – Habitantes por veículo circulante no Brasil.

Fonte: Autoria própria (dados de SINDIPEÇAS, 2017).

## 4.2 Poluição do ar

Um poluente atmosférico é definido como uma substância química, encontrada em estado sólido, líquido ou gasoso, com concentrações que excedam os níveis pré-estabelecidos, causando efeitos nocivos ao ambiente e a saúde humana (COOPER e ALLEY, 2010). Assim, essa poluição causa doenças respiratórias, cardiovasculares e até mortes prematuras (EPA, 2012).

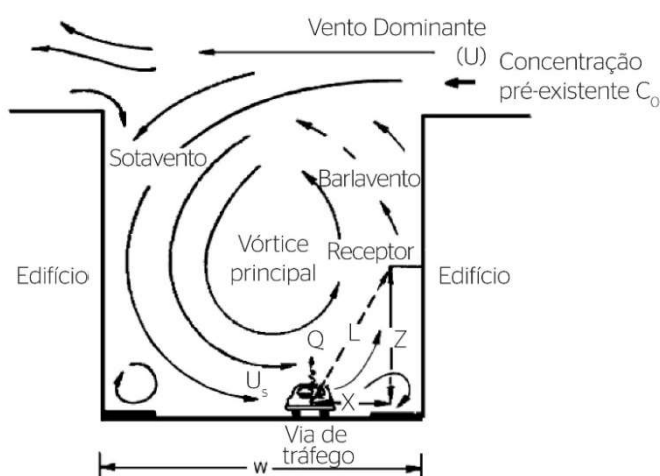
A poluição do ar abrange várias escalas espaço-temporais e em uma primeira aproximação são definidos os macro e microambientes. Em macro escala, os poluentes emitidos por fontes naturais ou antrópicas são transportados pelas massas de ar até os receptores, outras cidades ou regiões. Nesse processo, podem ocorrer reações químicas que geram poluentes secundários. Já os estudos voltados para microambientes, focam em pontos específicos nas cidades, ambientes fechados, praças, avenidas e ruas específicas, como cânions urbanos (COOPER e ALLEY, 2010; FENGER e TJELL, 2009).

### 4.2.1 Cânion urbano

Os cânions urbanos são ruas com construções dos dois lados e sua estrutura pode ser caracterizada como “regular”, onde a razão entre a altura (H) e a largura (W), se aproxima de 1; “largos”, quando essa razão se encontra em torno de 0,5; e “profundo”, que são os cânions onde  $H/W > 1,3$ . Os cânions também são classificados em relação ao comprimento (L), onde é levado em conta a razão com a altura (L/H), classificando-os como “curto”, “médio” ou “longo”, em razões resultando em aproximadamente 3, 5 e 7, respectivamente (VARDOULAKIS et al., 2003).

Essa configuração geométrica influencia a dispersão dos poluentes presentes no cânion; os ventos perpendiculares à rua criam vórtices de ar dentro do cânion (Figura 2), levando a que as concentrações no lado oposto (barlavento) sejam maiores em relação ao sotavento. Porém, quando o vento dominante sopra paralelo ao eixo do tráfego, o vórtice é descaracterizado, fazendo com que as concentrações sejam maiores próximas às fontes, e o acúmulo desses poluentes seja menor, e igual tanto a barlavento, quanto a sotavento. Essa característica também é notada quando a intensidade do vento é relativamente baixa (VARDOULAKIS et al., 2003).

**Figura 2** - Formação do vórtice dentro dos cânions urbanos.



**Fonte:** VARDOULAKIS et al., 2003 (Adaptado).

Altas concentrações de monóxido de carbono (CO) (para os veículos com catalisadores antigos), NO<sub>x</sub>, hidrocarbonetos (HC) e MP são observadas em cânions urbanos, por serem os principais poluentes relacionados ao tráfego. O CO provém da combustão incompleta de combustíveis fósseis, bem como a mistura de NO e NO<sub>2</sub>, dos quais mais de 90% são emitidos na forma de NO, sendo que ambos são precursores da formação do O<sub>3</sub>. Os HCs são emitidos através de processos de evaporação e filtração de óleo, principalmente na forma de benzeno (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>). Por fim, o MP é emitido principalmente por veículos diesel, tendo a emissão agravada por veículos malcuidados, visto que além das emissões se darem pelo escapamento, o MP também pode ser gerado através do atrito ou abrasão dos freios, pneus e asfalto (VARDOULAKIS et al., 2003).

### 4.3 Poluentes estudados

#### 4.3.1 Material particulado

O MP é composto por partículas sólidas ou líquidas em suspensão, cujo tamanho depende diretamente da fonte de emissão, e geralmente é classificado em partículas grossas e finas. As grossas possuem diâmetro acima de  $2,5 \mu\text{m}$  e derivam da dispersão de materiais do solo, trituração de minérios ou transporte de materiais grosseiros secos, além de desgaste de partes do motor, freios, pneus e asfalto (SEINFELD e PANDIS et al., 2006). Por sua vez, as partículas finas, com diâmetro menor que  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$ ), são derivadas da combustão em veículos, indústrias que utilizam carvão e usinas termoelétricas; seus efeitos vão de redução da visibilidade até danos corrosivos e erosivos aos materiais e alterações no clima local e global (SEINFELD e PANDIS et al., 2006). As partículas finas podem também causar danos à saúde humana e animal, atingindo as partes mais sensíveis do sistema respiratório, assim como retardando o crescimento das plantas (FUZZI et al., 2015).

#### 4.3.2 Black carbon

O BC é uma fração do  $\text{MP}_{2,5}$  e emitido por processos de combustão incompleta de combustíveis fósseis e biomassa. Suas características físico-químicas são de um material carbonáceo, composto por esférulas de carbono de 10 a 50 nm de diâmetro, possuindo temperatura de vaporização próximo aos 4000 K (BOND et al., 2013).

O BC absorve radiação em todos os comprimentos de ondas visíveis, sendo considerado o segundo poluente que mais contribui diretamente no aquecimento global, ficando atrás apenas do  $\text{CO}_2$  (BOND et al., 2013; LACK et al., 2014). Seus efeitos na saúde humana são associados a doenças cardíacas e respiratórias, visto que por ser uma fração do  $\text{MP}_{2,5}$ , pode alcançar os alvéolos pulmonares, acompanhando outros compostos cancerígenos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Também tem relação com inflamações, estresse e problemas de pressão arterial (EPA, 2012).

#### 4.3.3 Óxidos de nitrogênio

Os  $\text{NO}_x$  são emitidos pela queima de combustível fóssil, onde em altas temperaturas, o  $\text{N}_2$  e o  $\text{O}_2$  do ar combinam-se para formar  $\text{NO}$  e  $\text{NO}_2$ . Somado a isso, átomos de nitrogênio organicamente ligados, presentes em alguns combustíveis, também contribuem para a produção direta de  $\text{NO}_x$ . São prejudiciais ao meio ambiente por

contribuir para a deposição ácida, além de reagir com COVs na presença de radiação solar, formando oxidantes fotoquímicos (COOPER e ALLEY, 2010); outro fator prejudicial ao meio ambiente é que quando os NOx alcançam águas superficiais, podendo induzir o fenômeno da eutrofização (JAWORSKI, 1997). A presença do NO<sub>2</sub> no ambiente pode ser fortemente associada a problemas respiratórios (KAMPA e CASTANAS, 2008).

#### 4.4 Modelos de dispersão

Para facilitar os estudos da qualidade do ar desenvolveram-se modelos da dispersão de poluentes para diferentes escalas espaço-temporais, sendo essas escalas globais (analisando transportes de longa escala e massas de ar através de modelos gaussianos) e locais (analisando apenas a poluição e fatores influenciadores em determinados pontos) (FENGER e TJELL, 2009). A aplicação desses modelos é um complemento significativo às informações obtidas através de medições, e quando validadas, as simulações podem substituir as observações. Os modelos se tornaram uma importante ferramenta de gerenciamento ambiental e podem ser usados para fornecer dados a locais não abrangidos por medições; auxiliar na interpretação e distribuição dos dados; aplicar modelos inversos para verificar o inventário de emissões; estudar diferentes cenários; prognosticar ações de curto prazo; e estudar mudanças climáticas. Através de parametrizações estatísticas, físicas e químicas, os modelos estimam a qualidade do ar em escalas locais, abrangendo áreas de poucos quilômetros quadrados, até áreas regionais, com milhares de quilômetros quadrados, chegando até as escalas de poluição global. O modelo se apresenta como uma técnica eficiente de uso para compreensão dos diversos processos que envolvem o estudo da qualidade do ar (KAKOSIMOS et al., 2010).

Hoje em dia, com o desenvolvimento de supercomputadores, pode-se realizar estudos altamente refinados sobre a qualidade do ar em escalas tridimensionais. No entanto, para algumas aplicações (como por exemplo o apoio municipal à gestão da poluição do ar) utilizam-se modelos numéricos com base em equações de fluxo e dispersão simplificadas, possíveis de serem rodados em computadores acessíveis no mercado. Esses modelos podem ser de *screening*, gaussianos, dinâmica de fluidos e também específicos para cânions urbanos, como o CPBM -modelo da Administração de Rodovias Federais dos Estados Unidos- (YAMARTINO e WIEGAND, 1986) , o OMG - modelo da Universidade de Osaka, Japão- (KONO e ITO, 1990), e o OSPM, desenvolvido

pela Universidade Aarhus, da Dinamarca, em conjunto com o Instituto Nacional de Pesquisas Ambientais (BERKOWICZ, 2000).

O OSPM calcula as concentrações de poluentes dentro de um cânion, na forma de pluma gaussiana, levando em consideração a recirculação desses poluentes, gerada pelos vórtices de ar. O modelo inclui ainda a turbulência causada pelo fluxo de veículos no cânion e as reações químicas simples presentes no microambiente, como as reações entre  $\text{NO}_x$  e  $\text{O}_3$  (BERKOWICZ, 2000).

#### **4.5 Fatores de emissão**

Os fatores de emissão pelo escapamento são a quantidade de cada poluente emitido em gramas por quilometro rodado, ou por litro de combustível consumido e geralmente são medidos em testes de laboratório, cujos resultados devem obedecer os limites impostos pelas legislações nacionais. Os fatores de emissão dependem do funcionamento do motor (ciclo Otto ou Diesel), do combustível utilizado, da manutenção do veículo, além da velocidade de condução, idade da frota e características ambientais (COOPER e ALLEY, 2010).

No Brasil, os fatores de emissão por veículos zero km são legislados pelo Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) que classifica a tecnologia dos motores em fases temporais, indo de L1 até L5 para veículos leves, e P1 até P7 para veículos pesados, sendo 1 a mais antiga tecnologia. O Programa de Controle de Poluição do Ar por Motociclos (PROMOT) estabelece as categorias M1 até M3 para as emissões de motocicletas (CETESB, 2016).

#### **4.6 Medidas para reduzir a poluição veicular**

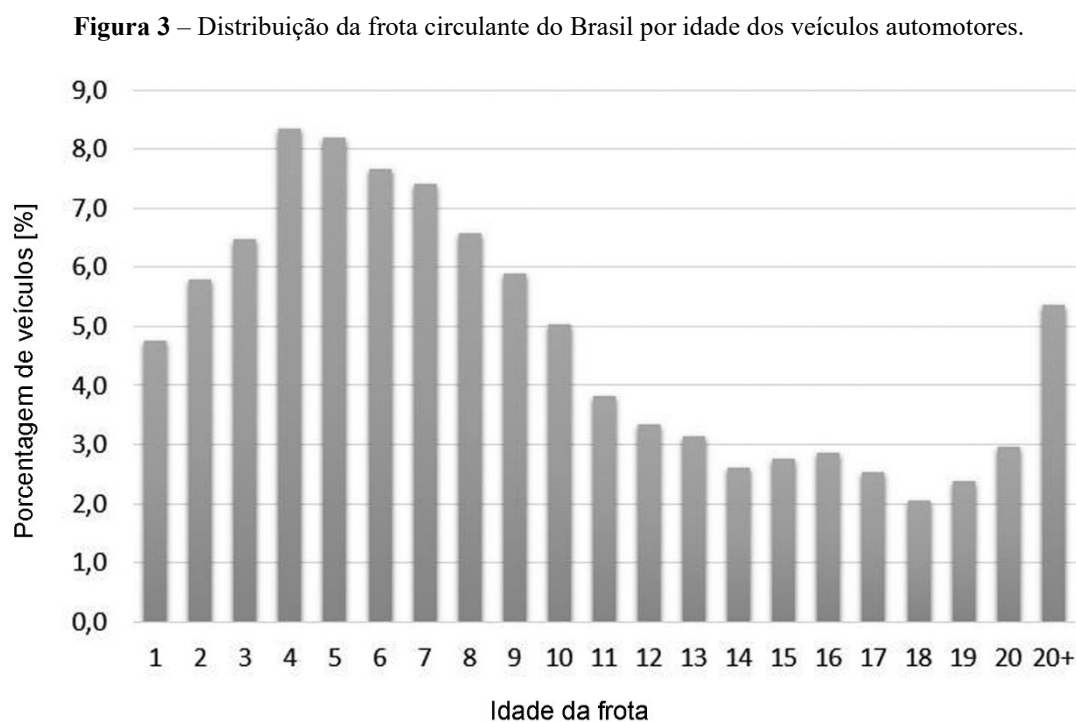
Para o controle da poluição veicular, os governos podem implementar diversas estratégias de gerenciamento de trânsito como rodízio de veículos, faixas rápidas para veículos com mais passageiros, incentivo à prática de caronas, redução nas taxas de combustíveis mais limpos, pedágios para os veículos que circularem no centro das cidades e proibição da circulação de veículos antigos (COOPER e ALLEY, 2010).

Porém, quando se analisam as emissões veiculares, observa-se que a modernização da frota é a melhor escolha para reduzir os níveis de poluição, por exemplo as emissões de  $\text{NO}_x$  de veículos zero km com novas tecnologias podem ser até 36 vezes menores nos carros, (comparando as tecnologias L1 e L6); e até 7 vezes menores para os veículos pesados (comparando P1 e P7) (CETESB, 2016). Pela ausência de programas de

inspeção e manutenção veicular no Brasil, as diferenças de emissão entre veículos zero km e veículos já em uso pode ser ainda maior.

Programas de manutenção veicular são altamente importantes para a redução das emissões de veículos em circulação, e devem ter testes padronizados e profissionais qualificados para a avaliação (COOPER e ALLEY, 2010).

Atualmente, a frota total circulante brasileira apresenta uma idade média de 9,25 anos, e quase metade da frota se concentra na faixa de 6 a 15 anos de idade, sendo o ano base o fim de 2016 (Figura 3). Quando se analisa as tecnologias desses veículos, a média acima de nove anos indica os veículos com tecnologia no máximo L4, ou seja, existem pelo menos outras duas tecnologias disponíveis no mercado acima da utilizada por estes veículos (SINDIPEÇAS, 2017).



**Fonte:** Autoria própria (dados de SINDIPEÇAS, 2017).

O ano de 2016 registrou um total de 59.341.892 veículos circulantes no país, sendo 60,0% automóveis, 27,8% motocicletas, 8,4% comerciais leves, 3,2% caminhões e 0,6% ônibus. Destes, 36,8% estão no estado de São Paulo. O Paraná é o quinto estado com mais veículos circulantes, com 8,1% da frota do país. Os cinco estados com mais veículos (São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Paraná) têm 72,8% do total de circulantes no Brasil (SINDIPEÇAS, 2017).

A idade média dos ônibus circulantes no Brasil é de 9,9 anos, porém não são feitas distinções entre ônibus urbanos, rurais e rodoviários (SINDIPEÇAS, 2017). A idade média dos ônibus do município de Londrina é de cinco anos, sendo a frota renovada constantemente (TCGL, 2016).

#### **4.7 Dieselização da frota veicular**

Um forte processo de dieselização foi observado na União Europeia, onde devido à pressão de concessionárias de veículos e indústrias de petróleo, vários países promoveram a comercialização dos carros a diesel. Esse incentivo acarretou um aumento de 45 milhões de veículos na Europa. Em países como Bélgica, Luxemburgo, França, Áustria e Espanha, a fração de carros a diesel ultrapassa 50%, tendo o ápice de 62% na Bélgica (AJANOVIC, 2011; CAMES e HELMERS, 2013).

A justificativa dada pelas empresas, e também pelo governo desses países, seria a redução das emissões de GEE, o que permitiria cumprir com o Protocolo de Kyoto, visto que os fatores de emissões de CO<sub>2</sub> para veículos da mesma fase tecnológica são menores para os carros a diesel do que à gasolina. Porém, essa melhoria não ocorreu na prática e a redução das emissões de GEE foi superestimada (GONZÁLEZ e MARRERO, 2012), sendo que somente um décimo da melhoria da eficiência energética dos carros pode ser atribuído à mudança do combustível (CAMES e HELMERS, 2013).

Além de redução das taxas sobre os carros a diesel para incentivar a compra, foi diminuído o preço do óleo para os consumidores finais, fazendo com que o número de veículos a diesel crescesse acima do planejado. O baixo valor do combustível também contribuiu para que as pessoas circulassem mais com seus carros a diesel, consumindo bem mais do que o apontado antes com os carros à gasolina, aumentando as emissões de CO<sub>2</sub> (CAMES e HELMERS, 2013).

Como a dieselização focou apenas na redução dos GEE, subestimou em até 20 vezes as emissões de outros poluentes como o NO<sub>x</sub>, o que acabou por contribuir para o aquecimento global e aumentar a poluição do ar em várias cidades europeias (GONZÁLEZ e MARRERO, 2012; CAMES e HELMERS, 2013).

##### 4.7.1 Emissões de veículos diesel, gasolina e etanol

Apesar dos motores a diesel apresentarem melhor eficiência do que os motores que funcionam com o princípio do ciclo Otto (gasolina e etanol), essa vantagem não significa menores emissões de poluentes (DALLMANN e FAÇANHA, 2016), nem

mesmo com a implementação de catalisadores, filtros de partículas e outros instrumentos que visem reduzir as emissões de poluentes (FIEBIG et al., 2014).

O óleo diesel apresenta uma densidade e fração de massa maiores do que a gasolina e etanol para os componentes de carbono, o que significa que as emissões de CO<sub>2</sub> são maiores para um litro de diesel, do que para o mesmo volume de gasolina ou etanol. Na Europa, os veículos leves a diesel tendem a ser mais potentes e mais pesados, o que conseqüentemente acaba anulando a vantagem oferecida pela maior eficiência do motor (ZACHARIADIS, 2013). Um outro fator contrário à implementação dos carros a diesel é a melhoria recente da eficiência sobre o uso de combustível dos motores ciclo Otto (CAMES e HELMERS, 2013).

Outro ponto desfavorável a liberação do comércio de veículos a diesel, é o fato do Brasil ser o único país do mundo onde a cana de açúcar é usada em sua maior parte como combustível de veículos leves (DALLMANN e FAÇANHA, 2016). Estudos mostram que o etanol da cana de açúcar brasileiro é um combustível com concentração de carbono relativamente baixa, emitindo até 70% menos CO<sub>2</sub> que a gasolina e o diesel, considerando todo o ciclo de vida do combustível, do produtor ao consumidor (EPA, 2010). Portanto, a inserção de carros a diesel no Brasil faria com que o uso do etanol de cana de açúcar diminuísse, resultando em um aumento das emissões de CO<sub>2</sub> (DALLMANN e FAÇANHA, 2016).

#### 4.7.2 Histórico dos carros a diesel no Brasil

Devido à crise do petróleo em 1973, o governo brasileiro proibiu o comércio de veículos leves a diesel para reduzir a dependência do petróleo internacional.

Hoje, por ser um país rico em petróleo, a produção de combustíveis fósseis no Brasil tem um mercado abrangente. Sendo assim, o governo brasileiro criou na Câmara dos Deputados, uma comissão para avaliar a extinção da lei que proíbe a comercialização de veículos leves a diesel no país, pressionado por empresas de peças e motores automobilísticos, que em 2015, criaram a APROVE DIESEL, uma organização de empresários que visam a liberação dos veículos leves à diesel no Brasil (DALLMANN e FAÇANHA, 2016).

Segundo dados do Conselho Internacional do Transporte Limpo (ICCT), 6% da venda de veículos leves no Brasil são comerciais à diesel e eles são responsáveis por 30% das emissões de NO<sub>x</sub>, e 65% das emissões de MP<sub>2,5</sub> de novos veículos leves (ICCT, 2016).

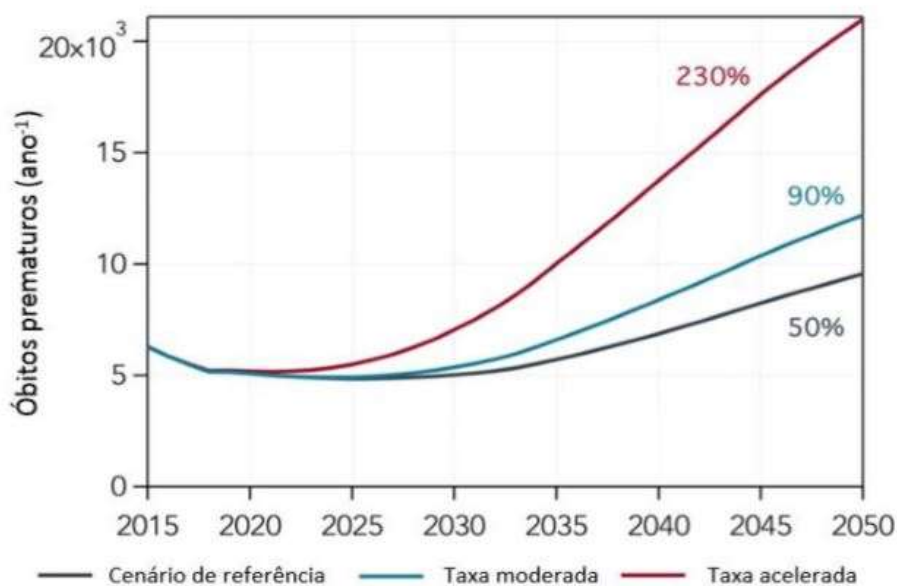


O ICCT afirma que o país não está pronto para receber esse tipo de transporte, pois precisa se adaptar a novos programas de conformidades para garantir que as emissões não ultrapassem os limites estipulados pelas legislações em condições normais de uso, e deve extinguir o uso do diesel S500, que apresenta um teor muito maior de enxofre em sua composição, e também a instalação de filtros de partículas em todos os veículos que passarem a ser comercializados.

#### 4.7.3 Impactos da dieselização

A liberação de carros à diesel sem o devido controle pode causar impactos ambientais significativos, doenças respiratórias e até mesmo o aumento das mortes prematuras. O ICCT estimou um aumento dos óbitos em 230% até 2050 para o caso de uma taxa de dieselização acelerada. Até mesmo em estimativas de taxas moderadas, a dieselização causaria um aumento de 90% nos óbitos prematuros (Figura 4).

**Figura 4** - Efeitos das diferentes taxas de crescimento do uso de diesel em veículos leves de passageiros na mortalidade prematura no Brasil baseado nas emissões de  $MP_{2,5}$ .



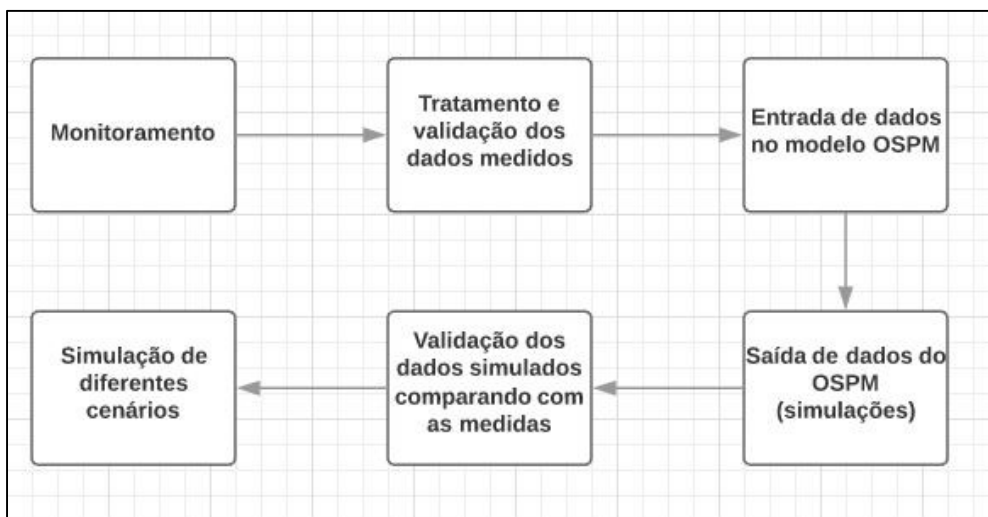
Fonte: ICCT, 2016.

Quanto aos impactos ambientais, o principal problema é o aumento significativo das emissões de  $CO_2$ , podendo atingir 95% acima da linha de base até 2050. Além disso, a emissão de outros gases com potencial de causar efeitos danosos ao clima e meio ambiente como o BC e  $NO_2$  também precisam de atenção e estudos (DALLMANN e FAÇANHA, 2016).

## 5 METODOLOGIA

Para explicar melhor o trabalho que foi realizado no modelo OSPM, apresenta-se um fluxograma (Figura 5) do desenvolvimento da modelagem. Após a escolha das áreas de estudo, onde todos os dados (meteorologia, concentrações de fundo, trânsito, caracterização da frota e geometria do cânion) foram registrados, tratados e tiveram seu comportamento analisado, é realizada a inserção das médias horários no modelo. Assim, são feitas as primeiras simulações das concentrações de poluentes, que são validadas quando comparadas com os valores medidos no cânion urbano. Após as simulações serem validadas, começa-se a desenvolver diferentes cenários de qualidade do ar, que podem ser positivos (como reduções do trânsito e modernização da frota) ou negativos (como o aumento do trânsito e liberação de veículos leves à diesel).

Figura 5 – Fluxograma da modelagem.



Fonte: Autoria própria.

### 5.1 Área de estudo

Realizou-se uma campanha de monitoramento na cidade de Londrina entre os dias 25 de janeiro e 27 de março de 2016, que é a segunda maior cidade do estado do Paraná com 558 mil habitantes (IBGE, 2017) e 97% da população localizada na área urbana (LONDRINA, 2016).

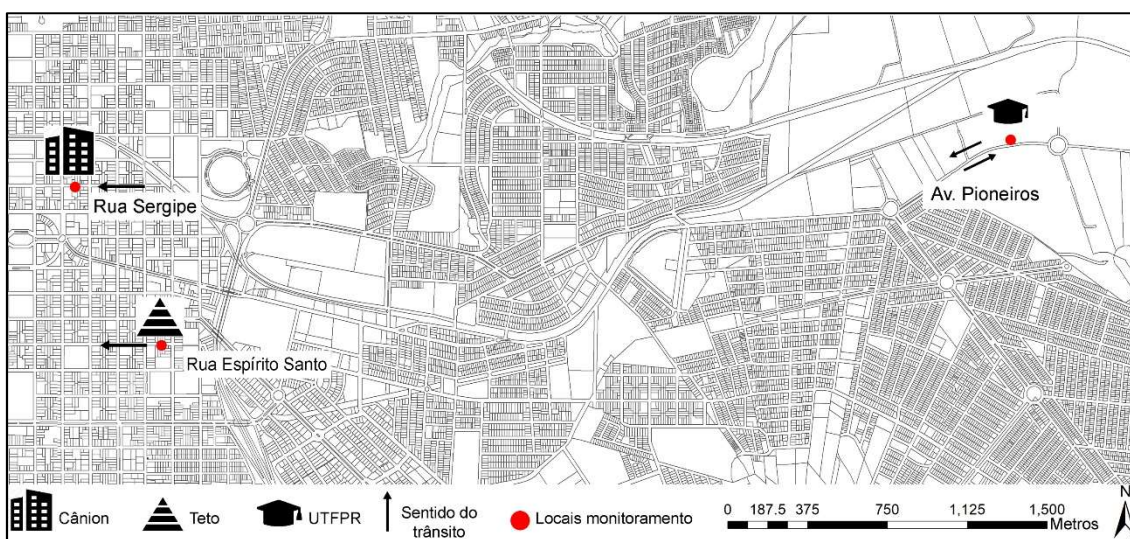
O clima subtropical úmido (Cfa segundo a classificação de Köppen) prevalece na região, sendo que para os meses de estudo, a temperatura média mensal é de 23,7°C, com

médias máximas de 29,7°C e médias mínimas de 19,0°C, umidade relativa média de 75%, e uma média mensal de 14 dias de precipitação no verão (LONDRINA, 2016).

A frota veicular conta com 365.140 unidades (DENATRAN, 2016), com 19,7% deste total sendo registrado no período 2009-2014, causando um grande aumento do tráfego na cidade, principalmente nos horários de pico (8, 14 e 17h) nos dias de semana (KRECL et al., 2014).

As medições foram realizadas em um cânion localizado na rua Sergipe entre as ruas Mato Grosso e Minas Gerais (Figura 6). Esse cânion representa uma configuração típica dos centros urbanos, com intenso tráfego e forma praticamente regular, onde a razão entre a altura e a largura do cânion se aproxima de 1 ( $[H/W]_{\text{médio}} \approx 0,7$ ). Dentro do cânion, foram estabelecidos dois locais de amostragem, sendo uma sala comercial no lado Sul, onde foram instalados a maioria dos equipamentos, e também um ponto ao lado Norte, no qual foi medido apenas BC.

**Figura 6** - Locais de amostragem do experimento.



**Fonte:** Autoria própria.

O monitoramento de concentrações de fundo foi realizado em dois locais: na universidade UTFPR (área suburbana), e no topo de um prédio na rua Espírito Santo com rua Uruguai (área urbana), onde foram instalados instrumentos a uma altura de 21 metros do nível do solo. Também foram coletados os dados da estação meteorológica instalada no campus da UTFPR.

## 5.2 Equipamentos utilizados no monitoramento

As características técnicas dos instrumentos instalados são detalhadas na Tabela 1. Também, uma câmera de vídeo IP VIP S3020 (Intelbras, Brasil) foi instalada no Cânion Sul para filmagem do trânsito e posterior contagem de veículos.

**Tabela 1:** Detalhes técnicos dos instrumentos utilizados.

| Local           | Variável                | Instrumento<br>(fabricante)              | Resolução                      | Vazão<br>[L/min] | Frequência<br>amostragem<br>[min] |
|-----------------|-------------------------|--|--------------------------------|------------------|-----------------------------------|
| Cânion<br>Sul   | BC                      | Microaetalômetro AE51<br>(AethLabs, EUA) | 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0,05             | 1                                 |
|                 | MP <sub>2,5</sub>       | DustTrak (TSI, EUA)                      | 0,1 $\mu\text{m}/\text{m}^3$   | 1,7              | 1                                 |
|                 | NO <sub>x</sub> ,<br>NO | Monitor 42i (Thermo,<br>EUA)             | 0,4 ppb                        | 0,7              | 1                                 |
| Cânion<br>Norte | BC                      | Microaetalômetro AE51<br>(AethLabs, EUA) | 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0,05             | 1                                 |
| Teto            | BC                      | Aetalômetro AE42<br>(Magee Sci., EUA)    | 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 5,0              | 2                                 |
|                 | MP <sub>2,5</sub>       | DustTrak (TSI, EUA)                      | 0,1 $\mu\text{m}/\text{m}^3$   | 1,7              | 1                                 |
| UTFPR           | BC                      | Microaetalômetro AE51<br>(AethLabs, EUA) | 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 0,1              | 1                                 |
|                 | MP <sub>2,5</sub>       | DustTrak (TSI, EUA)                      | 0,1 $\mu\text{m}/\text{m}^3$   | 1,7              | 1                                 |

Fonte: Autoria própria.

### 5.2.1 Aetalômetros

O Microaetalômetro AE51 e o Aetalômetro AE42 são instrumentos óticos cujo princípio de funcionamento está baseado na absorção de radiação eletromagnética pelas partículas (ARNOTT et al., 2005). Ambos os monitores medem a intensidade da radiação e determinam a atenuação de um feixe de radiação eletromagnética transmitido através de um filtro onde as partículas se depositam continuamente. O método assume que essa atenuação é linearmente proporcional à concentração de BC, e essa concentração é relacionada com a taxa de variação da atenuação pelo coeficiente de absorção de seção transversal  $\sigma$ . O equipamento AE42 opera simultaneamente com sete comprimentos de onda (370, 470, 520, 590, 660, 880 e 950), enquanto o modelo AE51 só mede em 880

nm. Nesse estudo foram analisadas as concentrações de BC em 880 nm, que é o comprimento de onda comum aos dois monitores e o mais sensível à detecção de partículas provenientes da queima de combustíveis fósseis (AETHLABS, 2009).

### 5.2.2 DustTrak 8520

O DustTrak é um fotômetro que usa o princípio de espalhamento de radiação eletromagnética para determinar a concentração em massa das partículas em tempo real. As partículas no fluxo de aerossol espalham radiação em todas as direções e uma lente de 90° recolhe parte dessa radiação espalhada e a concentra em um fotodetector. O circuito de detecção converte a radiação em tensão, que é lida pelo processador e multiplicado por uma constante de calibração interna, para assim obter a concentração de massa das partículas com diâmetros a partir de 0,1 µm. Neste estudo, o equipamento foi operado com um impactador impedindo a entrada de partículas com diâmetro maior que 2,5 µm (TSI, 2006). Vale ressaltar ainda que os dados registrados pelo instrumento, são passados por uma correção, tendo seus valores divididos pela metade, para que se ajuste ao valor do diâmetro das partículas que foram calibradas no aparelho.

### 5.2.3 Monitor de NO<sub>x</sub>

O modelo 42i monitora as concentrações de NO através do processo de quimiluminescência, quando reage com o O<sub>3</sub> (gerado dentro do próprio monitor) produzindo moléculas excitadas de NO<sub>2</sub> (Eq. 1) que emitem radiação ao voltar ao seu estado não excitado (Eq. 2):



Essa energia emitida é proporcional à concentração de moléculas de NO que permitiu a reação. Para medir o NO<sub>x</sub>, o ar poluído passa através de um conversor químico que por redução, transforma todas as espécies que contêm nitrogênio em NO. O NO<sub>2</sub> é calculado pela diferença entre NO e NO<sub>x</sub> (THERMO SCIENTIFIC, 2007).

### 5.2.4 Estação meteorológica

A estação utilizada mediu intensidade e direção do vento (anemômetro), pressão atmosférica (barômetro), radiação solar global (piranômetro), temperatura e umidade relativa do ar (termohigrômetro), e precipitação (pluviômetro).

### 5.3 Modelo OSPM

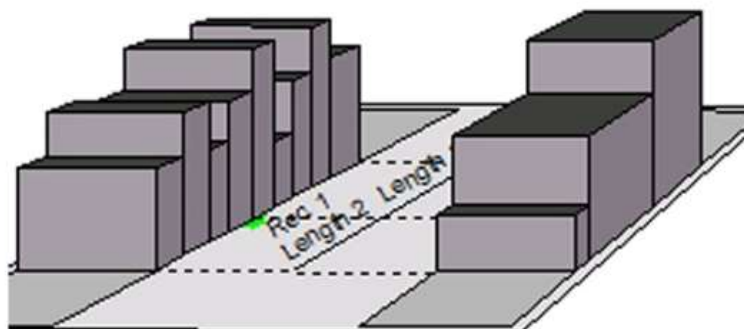
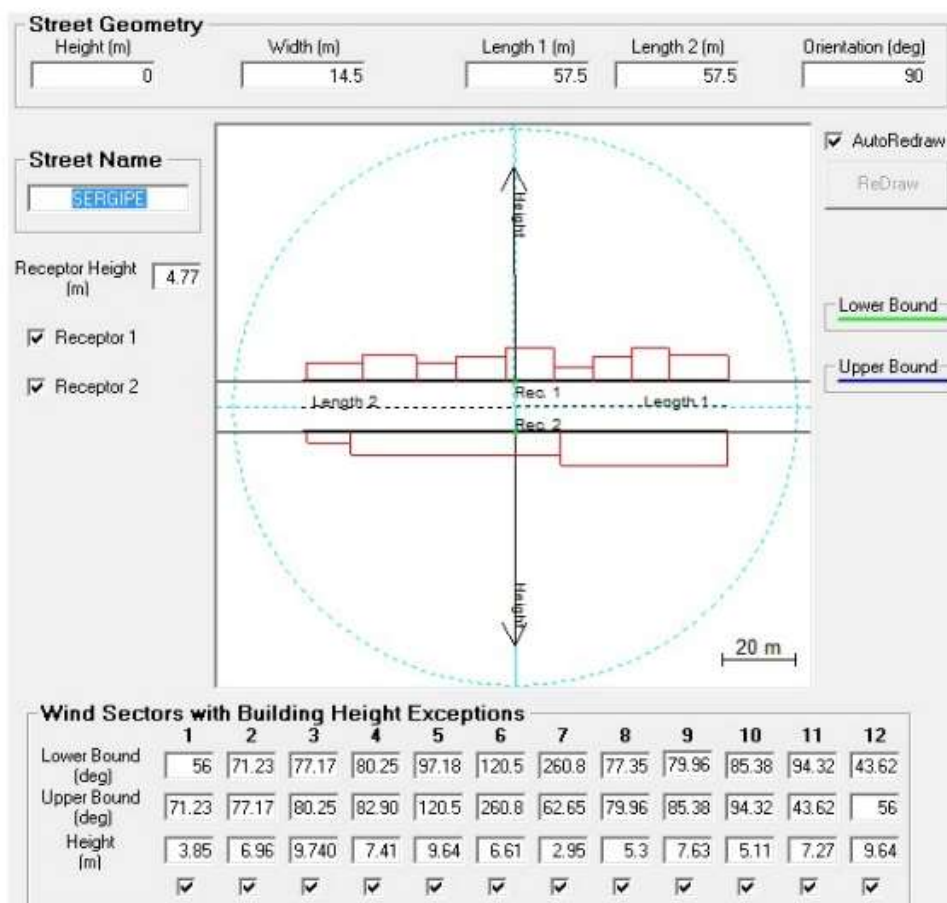
O OSPM modela as concentrações de gases e partículas em receptores, que são os pontos de amostragem, definidos por posição e altura, de ambos os lados da rua. Devem ser providenciadas as concentrações de fundo desses poluentes atmosféricos, variáveis meteorológicas (direção e intensidade do vento, radiação, temperatura e umidade), configuração geométrica do cânion, além de um conjunto de fatores que quantificam as emissões veiculares, como o fluxo horário do tráfego por tipo de veículo, tipo e composição dos combustíveis e os fatores de emissão para cada categoria de veículos e combustível.

#### 5.3.1 Configuração geométrica

A inserção da geometria do cânion analisado no modelo OSPM se dá através de um quadro de até 12 exceções de diferença de alturas, sendo que os pontos inicial e final destas exceções são calculados através do ângulo que cada um faz em relação ao centro do cânion. Por isto, é necessário informar as alturas dos prédios, a distância entre cada edifício presente no cânion, a largura da rua, a altura dos receptores, a distância dos receptores em relação aos cruzamentos, e a orientação do cânion.

Foram medidas as alturas dos edifícios dos dois lados do cânion, e através da distância medida entre as fronteiras dos prédios, pode-se calcular a angulação referente ao centro do cânion para utilizar com o dado de entrada do modelo OSPM, resultado na Figura 7. Também são informados o comprimento total da rua, bem como sua largura.

Figura 7 – Inserção da geometria do cânion no modelo OSPM e vista 3D do cânion.



Fonte: OSPM, 2018.

### 5.3.2 Ciclo diurno e classificação do trânsito

Os veículos foram classificados em quatro categorias para as contagens, já que apresentam fatores de emissão de poluentes bem diferentes: a) automóveis (incluindo carros e comerciais leves); b) motos (motocicletas, motonetas); c) caminhões; e d) ônibus. A partir das filmagens, foram realizadas as contagens horárias dos veículos por categoria

durante uma semana. A separação entre carros e veículos comerciais leves (camionetas, caminhonetes) foi baseada na composição veicular da frota cadastrada no município de Londrina a partir da informação fornecida pelo DETRAN-PR até fim de outubro de 2015.

Com o auxílio da câmera instalada no cânion, foi realizada a contagem 24 horas por dia durante uma semana (20/02 – 26/02), que serviu como base para o fluxo inserido no modelo OSPM. Foram realizadas contagens aleatórias durante alguns horários de outras semanas, a fim de analisar se haveriam diferenças significativas. As variações observadas entre os fluxos de veículos leves e motocicletas foram percebidas, mas não consideradas significativa (máximo de 10%), não havendo diferença entre os ônibus.

Também foi necessário caracterizar os fatores de emissão pelo escapamento por categoria de veículo e combustível. Assim, algumas adaptações foram feitas no modelo para adequação as características da frota veicular no Brasil. Uma destas adaptações foi incluir álcool como combustível e dividir os veículos flex em álcool ou gasolina. Para isso, foi considerado o preço médio dos combustíveis nos dias do experimento, e calculada a razão entre o preço da gasolina pelo álcool, resultando em 76,8%. Segundo Goldemberg (2008), esta razão faz com que em 90% dos casos os motoristas escolhessem pela gasolina em seu veículo flex. Assim, todos os veículos cadastrados como flex foram realocados para as categorias gasolina ou álcool.

Além disso, é necessário determinar o teor de benzeno, enxofre e chumbo nos combustíveis (Tabela a-1) que foram obtidas a partir das resoluções da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2013). O óleo diesel caracterizado foi o S500, tipo utilizado pela maioria das linhas de ônibus que passaram pela rua Sergipe durante o período do experimento, mas também serão feitos testes de cenários utilizando o diesel S10.

A frota de veículos tem cadastros desde o ano de 1921, contando com um total de 352.429 veículos na cidade de Londrina. Para estimar a frota circulante do município, foram aplicadas equações de sucateamento à frota cadastrada para cada tipo de veículo (MINC, 2013). Esses fatores de correção estão baseados na idade dos veículos e são específicos para automóveis, comerciais leves (ciclo Otto), motocicletas, comerciais leves a diesel, ônibus e caminhões.

### 5.3.3 Fatores de emissão

Para a inserção dos fatores de emissão no modelo, criaram-se arquivos para cada combinação de categoria e combustível. Foram analisadas bases de dados presentes em



relatórios nacionais (MINC, 2013) e estaduais (CETESB, 2016), que classificam cada categoria de veículos em fases temporais do PROCONVE para veículos leves e pesados, ou PROMOT. Por fim, foram utilizados os fatores de emissão europeus (EMEP, 2016), considerando a equivalência entre as fases do programa EURO com as fases dos programas brasileiros (Tabela a-2).

As mudanças de fase correspondem a melhorias tecnológicas nos motores, dispositivos de redução de emissão de poluentes pelo escapamento que, por sua vez, obedecem a padrões de emissão cada vez mais exigentes. Através dessas relações de equivalência, calculou-se os fatores de emissão médios para cada categoria e fase de veículos.

#### **5.4 Tratamento de dados**

Todas as medições foram analisadas para identificar valores negativos, erros de amostragens e possíveis falhas nos equipamentos. Também foram analisados os pontos que se extrapolaram da média, e comparado com os outros poluentes, determina-se a necessidade da exclusão ou não da medição. subseqüentemente, calcularam-se médias horárias de todo o conjunto de dados.

Como as concentrações de NO<sub>x</sub> não foram monitorados na estação urbana de fundo, estabeleceu-se uma correlação linear entre as concentrações de BC e NO<sub>x</sub> medidas no cânion, e essa mesma equação foi aplicada as concentrações de BC medidas no teto para estimar os valores de NO<sub>x</sub>. Esses poluentes geralmente estão muito correlacionados em áreas com intenso trânsito veicular porque são emitidos durante a combustão incompleta de combustíveis fósseis (KRECL et al., 2015).

Após o tratamento de dados, escolheu-se a semana entre os dias 20 a 26 de fevereiro para um estudo detalhado, incluindo as contagens do fluxo de trânsito, e posterior validação do modelo, visto que foi onde se encontrou a menor perda de medições. Serão apresentados resultados detalhados para essa semana escolhida, bem como para todo o período do estudo.

Para analisar as diferenças entre as concentrações medidas (med) e modeladas (mod), foram utilizados diversos estatísticos: o coeficiente de correlação linear de Pearson (R), que varia de -1 a 1, onde quanto mais distante de 0, melhor a correlação dos dados; o desvio relativo (DR) dado em porcentagem das variações dos comportamentos estudados que se deseja comparar (Eq. 3); o desvio médio (DM, Eq. 4), e o desvio médio

quadrado (DMQ, Eq. 5) que serve como análise complementar do DM, já que considera o quadrado dos desvios.

$$DR = 1/N * \frac{\sum mod-med}{med} * 100, \quad (3)$$

$$DM = 1/N * \sum (mod - med), \quad (4)$$

$$DMQ = (1/N * \sum (mod - med)^2)^{1/2}, \quad (5)$$

onde N é o número de amostras.

### 5.5 Descrição de cenários

A frota atual de ônibus urbanos em Londrina contém 72% com tecnologias P5, e 28% na tecnologia P7 – que é a mais nova disponível – segundo informações fornecidas pelo terminal de ônibus do município. Já para os veículos leves, 38% dos automóveis estão registrados na tecnologia mais nova (L6), enquanto o restante se distribui por outras categorias com tecnologias menos limpas. A partir disto, foram analisados cinco diferentes cenários de modernização da frota que circula pelo cânião estudado.

Após o modelo OSPM ser validado, pode-se começar a desenvolver os diferentes cenários que se deseja analisar. Os cenários visando a melhoria da qualidade do ar serão:

- i. Implementação de ônibus elétricos: considerando todos os ônibus sem emissões de NOx.
- ii. Implementação de leves elétricos: considerando todos os veículos leves sem emissões de NOx.
- iii. Modernização de ônibus e leves: considerando todos os veículos funcionando com as tecnologias mais limpas disponíveis no mercado, sendo P7 para os pesados e L5 para os leves.
- iv. Modernização de ônibus: idem a anterior, porém apenas com os ônibus.
- v. Modernização de leves: idem a iii, porém apenas com os veículos leves.

Também foi analisado o cenário de aumento/redução do fluxo de veículos, sem qualquer melhoria da qualidade da frota. Essa análise tem o objetivo de prever cenários como o aumento da frota londrinense (cenários de aumento em até 20%), diminuição da frota através de rodízio de trânsito (cenário de redução em até 20%). O rodízio pode

reduzir o fluxo de veículos em cerca de 20%, visto que a aplicação do rodízio se dá em dias da semana, sendo que a cada dia, veículos com placas finais de 2 em 2 (0 e 1 segunda, 2 e 3 terça, etc..) números fica proibido de circular. Já o aumento em 20% se baseia no crescimento do número de veículos nos últimos anos.

Por fim, será avaliado o cenário da dieselização, podendo simular qual impacto afetará diretamente as concentrações de NOx no cânion urbano, para o caso de todos os veículos leves trabalharem à diesel.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1 Condições meteorológicas

O período analisado (27/01/2016 – 06/03/2016) corresponde ao verão, onde nota-se claramente o clima Cfa, com temperaturas e umidades elevadas durante todo o dia, com médias de 24,6°C e 83,9%, respectivamente, além de frequentes chuvas, obtendo uma precipitação acumulada de 259,3mm, em 20 dias de chuva (Tabela 1).

**Tabela 1:** Resumo das condições meteorológicas (27/01/2016 – 06/03/2016).

| Temperatura (°C) |      |      | Umidade Relativa(%) |      |     | Vento           |                            | Precipitação |      |
|------------------|------|------|---------------------|------|-----|-----------------|----------------------------|--------------|------|
| Min              | Méd  | Max  | Min                 | Méd  | Max | Vel.média (m/s) | Dir. pred.                 | Acum (mm)    | Dias |
| 17,4             | 24,6 | 33,7 | 33,9                | 83,9 | 100 | 2,6             | S 19%,<br>NO 17%<br>NE 16% | 259,3        | 20   |

**Fonte:** Autoria própria.

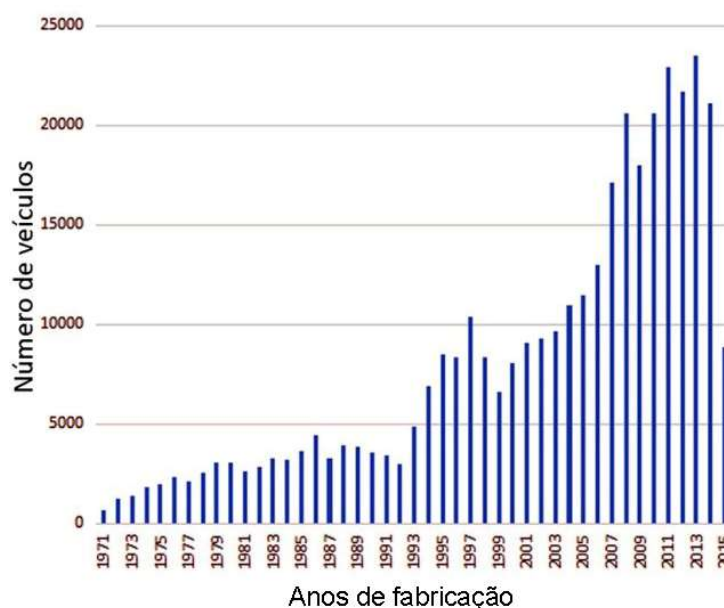
As principais consequências das chuvas para o estudo são a diminuição da incidência de radiação solar, devido à importante nebulosidade, o que pode influenciar a concentração de alguns poluentes. A chuva reduz o número de motos no fluxo de trânsito, pelo risco de acidentes envolvendo motocicletas (DEBIEUX et al., 2010) e aumenta o número de carros circulando.

Outra variável importante é a direção do vento, visto o impacto na concentração e dispersão de poluentes dentro dos cânions urbanos. Durante o período analisado, as direções predominantes foram Sul (19%), Norte (17%) e Nordeste (16%), sendo as duas primeiras perpendiculares ao eixo do cânion da rua Sergipe, que tem seu sentido Leste-Oeste. A consequência disso é a maior formação de vórtices de ar no cânion, que restringe a dispersão dos poluentes ali gerados.

### 6.2 Frota veicular

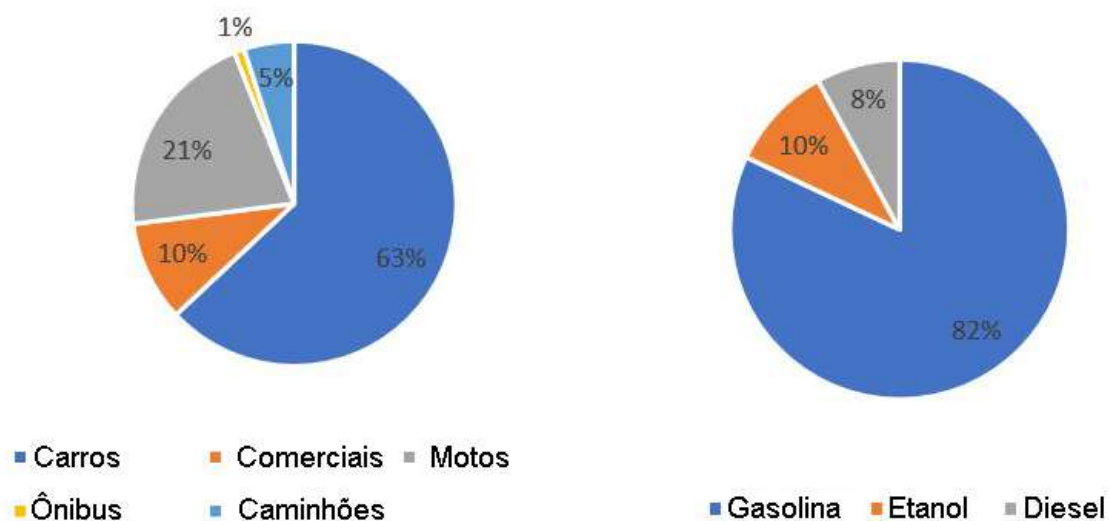
Foram utilizados dados do Detran-PR para caracterizar a frota veicular do município de Londrina, por ano de fabricação (Figura 8), ressaltando que a partir da aplicação do sucateamento dos veículos, os anos anteriores a 1970 não tiveram nenhuma quantidade expressiva registrada, além do tipo de veículo e tipo de combustível utilizado (Figura 9).

**Figura 8** – Número total de veículos por ano de fabricação após sucateamento da frota.



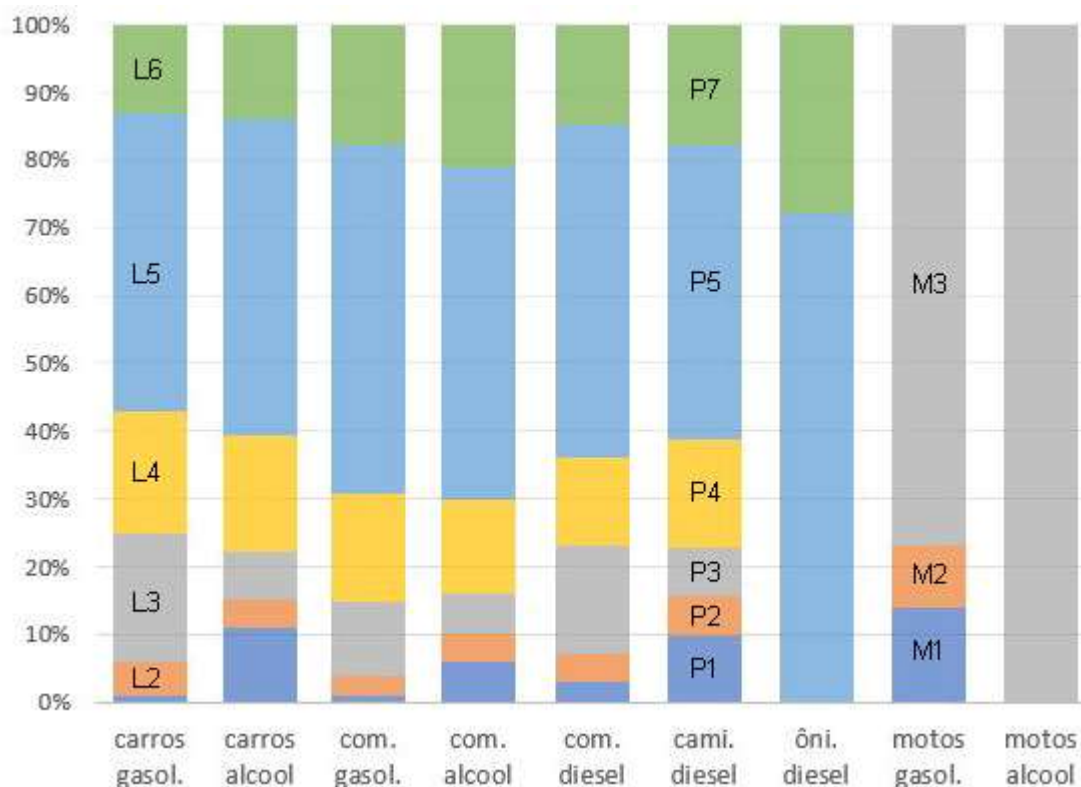
Fonte: Detran-PR, 2016 (Adaptado).

**Figura 9** – Porcentagem de veículos por categoria e combustível para a frota de Londrina em 2016.



Fonte: Autoria própria (dados do Detran-PR).

As Figuras 8 e 9 mostram que a frota veicular de Londrina é relativamente nova, tendo o ápice dos veículos fabricados a partir de 2007, correspondendo as fases L4, L5 e L6 para os veículos leves, P5 e P7 para os pesados, e M3 para as motocicletas. Pode-se observar que a frota é majormente composta por carros (63%), e predominou-se o uso de veículos a gasolina em 2016 (82%).

**Figura 10** –Porcentagem de cada fase tecnológica por tipo de veículo em Londrina.

Fonte: Autoria própria (dados do Detran-PR).

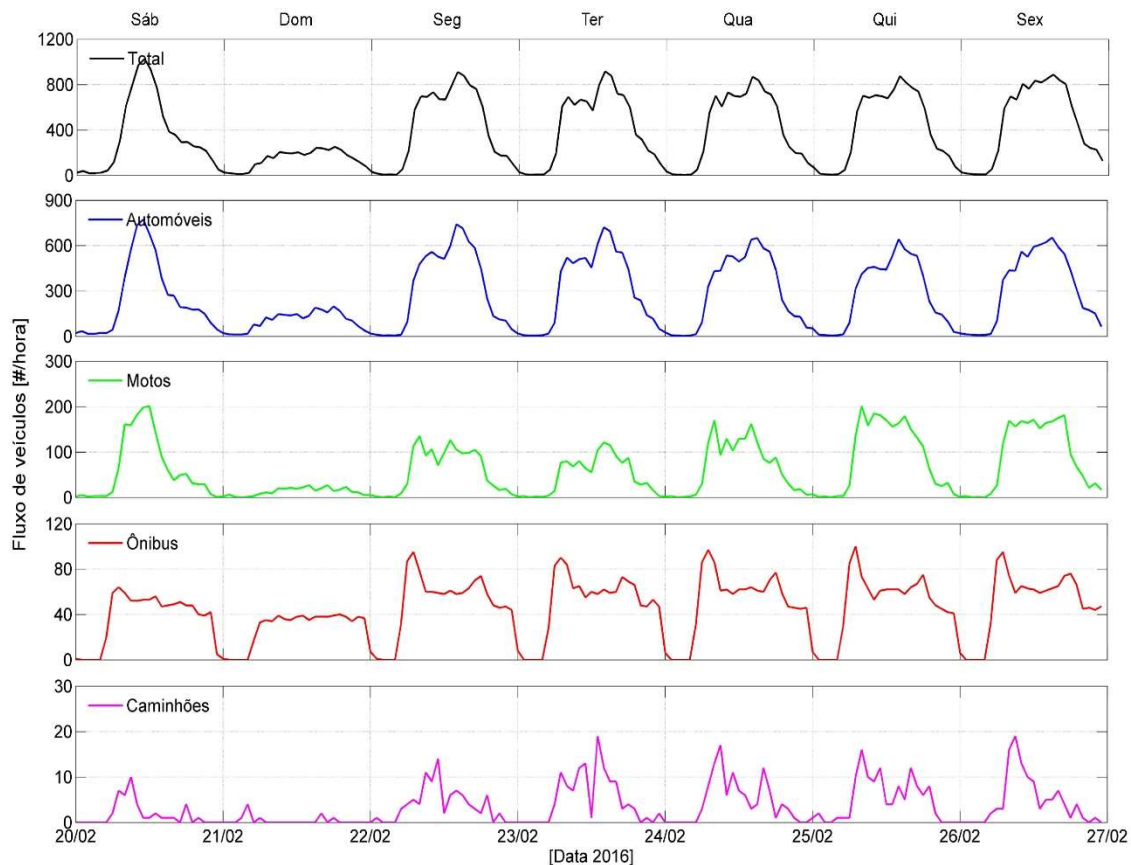
A Figura 10 acima auxilia a representação das figuras anteriores, nela pode-se observar a baixa quantidade da frota que está circulando com as tecnologias mais novas. Para o caso dos carros e comerciais, a tecnologia mais limpa (L6, faixa verde) chega a no máximo 20%, para o caso dos comerciais à álcool. A fase L5 (faixa azul escura) é a que mais se destaca, tomando em média 50% da frota total. As outras fases L4 (faixa amarela), L3 (faixa cinza), L2 (faixa laranja) e L1 (faixa azul clara) também estão representadas na figura. Para os veículos pesados, analisamos principalmente os ônibus, visto que a circulação de caminhões não é muito significativa, assim podemos notar que 72% dos ônibus ainda está circulando na tecnologia P5 (faixa azul clara), e apenas 28% na mais nova, a P7 (faixa verde). Apenas as motos estão em sua grande maioria circulando na tecnologia mais nova, M3 (faixa cinza).

### 6.3 Fluxo de trânsito

A Figura 11 ilustra o fluxo de veículos no cânion durante a semana para todas as categorias, sendo a categoria automóveis a junção entre carros e comerciais leves, que

posteriormente foi separada pela fração presente na frota segundo os dados do Detran-PR.

**Figura 11** – Fluxo horário de veículos no cânion.



**Fonte:** A autoria própria.

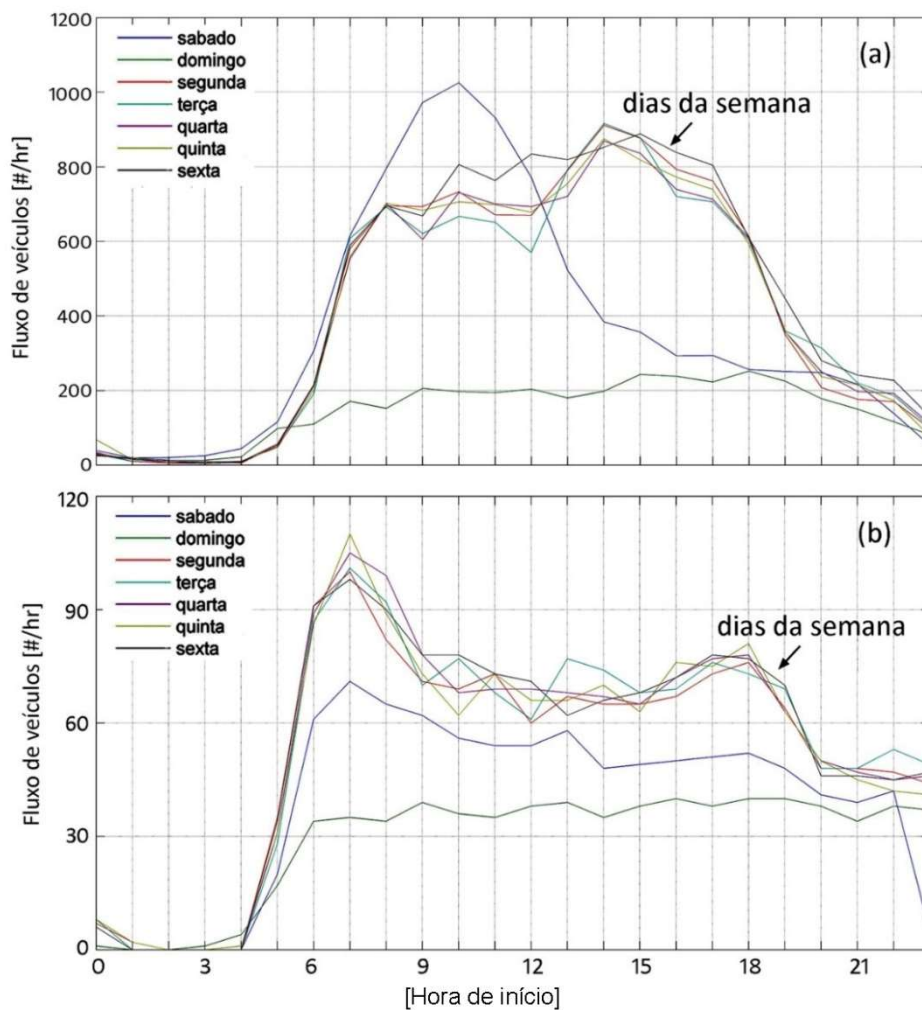
Os ônibus seguem o mesmo padrão de horários para todos os dias da semana, sendo alterado só por conta de atrasos devidos a superlotação ou congestionamentos, diferenciando apenas em sábados e domingos.

Já a curva total de veículos, englobando todas as categorias, tem seu ápice em torno dos 900 veículos/hr, entre às 14h e 15h nos dias de semana. Entretanto no sábado, esse pico se dá logo entre às 10h e 11h, chegando a 1045 veículos, quando há alta procura pelo comércio que fecha às 13h. No domingo, o fluxo de trânsito é baixo durante todo o dia, atingindo um máximo de 250 veículos totais entre as 18h e 19h, já que o comércio está fechado e o cânion tem poucas construções residenciais.

Como já dito, os dias chuvosos alteram o fluxo de veículos leves, gerando picos de até 740 automóveis por hora no cânion, enquanto nos dias sem chuva, e com maior número de motocicletas, o ápice dos automóveis vai pouco além dos 600 por hora.

Sendo os veículos a principal fonte de emissão de poluentes dentro do cânion, caracterizou-se o ciclo diário do fluxo de veículos totais e de veículos a diesel (ônibus e caminhões, Figura 12), encontrando um padrão médio para dias de semana, a fim de comparar os resultados de trânsito com a variabilidade dos poluentes médios no cânion.

**Figura 12** – Ciclo diário de veículos no cânion: a) totais; b) veículos pesados a diesel.



Fonte: Autoria própria.

Através dos ciclos diários, pode-se notar a diferença nos picos principais entre os veículos totais, e a curva somente dos pesados, onde os pesados apresentam seu pico principal entre as 7 e 8h, e um pico secundário as 18h, sendo os horários de maior demanda da população que utiliza os ônibus urbanos.



## 6.4 Poluentes monitorados

### 6.4.1 Visão geral

A Tabela 2 mostra a descrição estatística dos poluentes em todos os locais de estudo. Alguns dados faltantes nas amostras se devem a não operação dos equipamentos, em momentos de troca de filtros, baixar dados, verificação da vazão e até mesmo o não funcionamento correto.

**Tabela 2:** Descrição estatística dos poluentes monitorados (27/01 – 06/03/2016) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

| Poluente/local                 | Média | Desvio Padrão | Mediana | Percentil |       |       |        | Amostras (#) |
|--------------------------------|-------|---------------|---------|-----------|-------|-------|--------|--------------|
|                                |       |               |         | 5°        | 25°   | 75°   | 95°    |              |
| BC <sub>Norte</sub>            | 3,43  | 2,69          | 2,91    | 0,36      | 1,35  | 4,82  | 8,58   | 999          |
| BC <sub>Sul</sub>              | 2,55  | 1,99          | 1,97    | 0,35      | 1,13  | 3,41  | 6,49   | 1004         |
| BC <sub>Teto</sub>             | 0,88  | 0,69          | 0,71    | 0,20      | 0,43  | 1,08  | 2,12   | 982          |
| BC <sub>UTFPR</sub>            | 0,58  | 0,54          | 0,44    | 0,14      | 0,27  | 0,71  | 1,42   | 979          |
| MP <sub>2.5Sul</sub>           | 7,70  | 4,15          | 7,04    | 2,57      | 4,84  | 9,62  | 15,77  | 1006         |
| MP <sub>2.5Teto</sub>          | 5,25  | 3,44          | 4,71    | 1,24      | 3,19  | 6,57  | 10,81  | 875          |
| MP <sub>2.5UTFPR</sub>         | 5,06  | 3,23          | 4,56    | 1,27      | 3,06  | 6,45  | 10,27  | 941          |
| NO <sub>X</sub> <sub>Sul</sub> | 51,58 | 39,44         | 41,67   | 4,65      | 22,61 | 72,84 | 129,29 | 441          |
| NO <sub>2</sub> <sub>Sul</sub> | 20,72 | 11,66         | 20,20   | 4,00      | 12,01 | 27,46 | 42,56  | 441          |

Fonte: Autoria própria.

As concentrações mais elevadas foram encontradas dentro do cânion, e as mais baixas foram registradas no campus da UTFPR, na área suburbana. Como já visualizado por Krecl et al. (2016), as maiores concentrações de BC foram registradas ao lado norte, sendo em média 27% maior que ao lado sul, o que se deve ao efeito do vórtice de ar causados pelos ventos perpendiculares a rua, bem como a proximidade de uma parada de ônibus ao lado sul.

Já as concentrações de MP<sub>2,5</sub> também apresentaram maiores valores dentro do cânion urbano, porém, a diferença entre os valores observados no cânion e nas concentrações de fundo, não apresentam grande variabilidade. Quando se analisa o percentil 95, as concentrações de BC no cânion são 6 vezes maiores do que na UTF, enquanto para o MP<sub>2,5</sub>, esse valor é apenas 1,5 vezes maior. Isto indica que as concentrações de BC dependem muito mais das emissões veiculares dentro do cânion, e que o MP<sub>2,5</sub> poderia ter outras fontes de emissão com uma escala de abrangência maior.

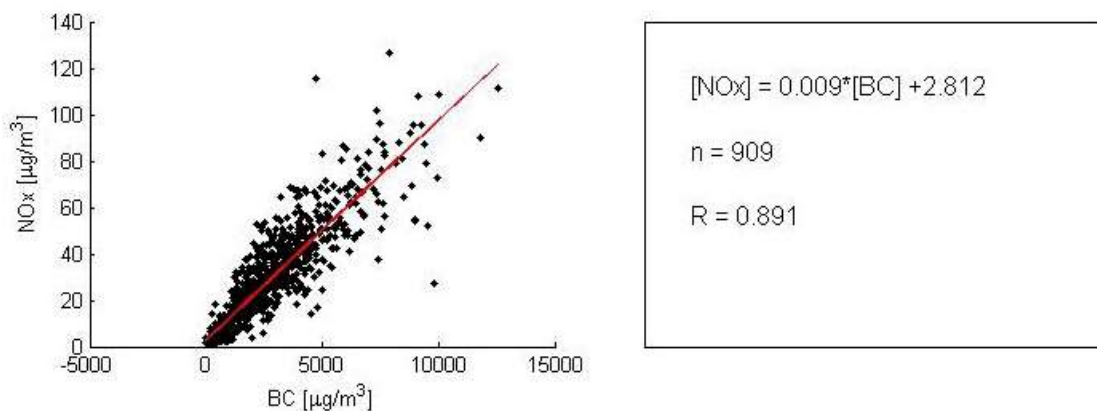
O NO<sub>x</sub>, apresenta um número menor de amostras, visto que a instalação do monitor 42i só foi possível no dia 18/02/2016, porém, os dados coletados no cânion para

a realização das medidas estatísticas foram até 27/03/2016, não havendo comparações a princípio entre os locais, visto que o monitor foi instalado apenas no cânion, devido a sua disponibilidade.

Como o BC é considerado uma fração do  $MP_{2,5}$ , foi calculada a razão  $BC/MP_{2,5}$  para os 3 locais de monitoramento. Em média, os valores dessa fração observados no cânion (0,31), são até duas vezes maiores que do teto (0,14), e 3 vezes maiores na UTFPR (0,09), considerando esse outro fator que mostra que as concentrações de BC tendem a ter maior influência das emissões veiculares.

Também foram correlacionadas as medições de  $NO_x$  e BC para valores horários (Figura 12). Essa análise é feita para que se possa encontrar uma equação de transformação de BC em  $NO_x$ , caso ambos apresentem boa correlação, para que se possa criar uma série de  $NO_x$  para ser utilizada como concentração de fundo, visto que o equipamento disponível monitorou as concentrações dentro do cânion. A Figura 13 sugere que ambos os poluentes têm a mesma fonte de emissão principal, que seriam os veículos. Foram analisados 909 horas de dados resultando em um coeficiente de correlação linear alto (0,891).

**Figura 13** – Correlação linear entre BC e  $NO_x$ .

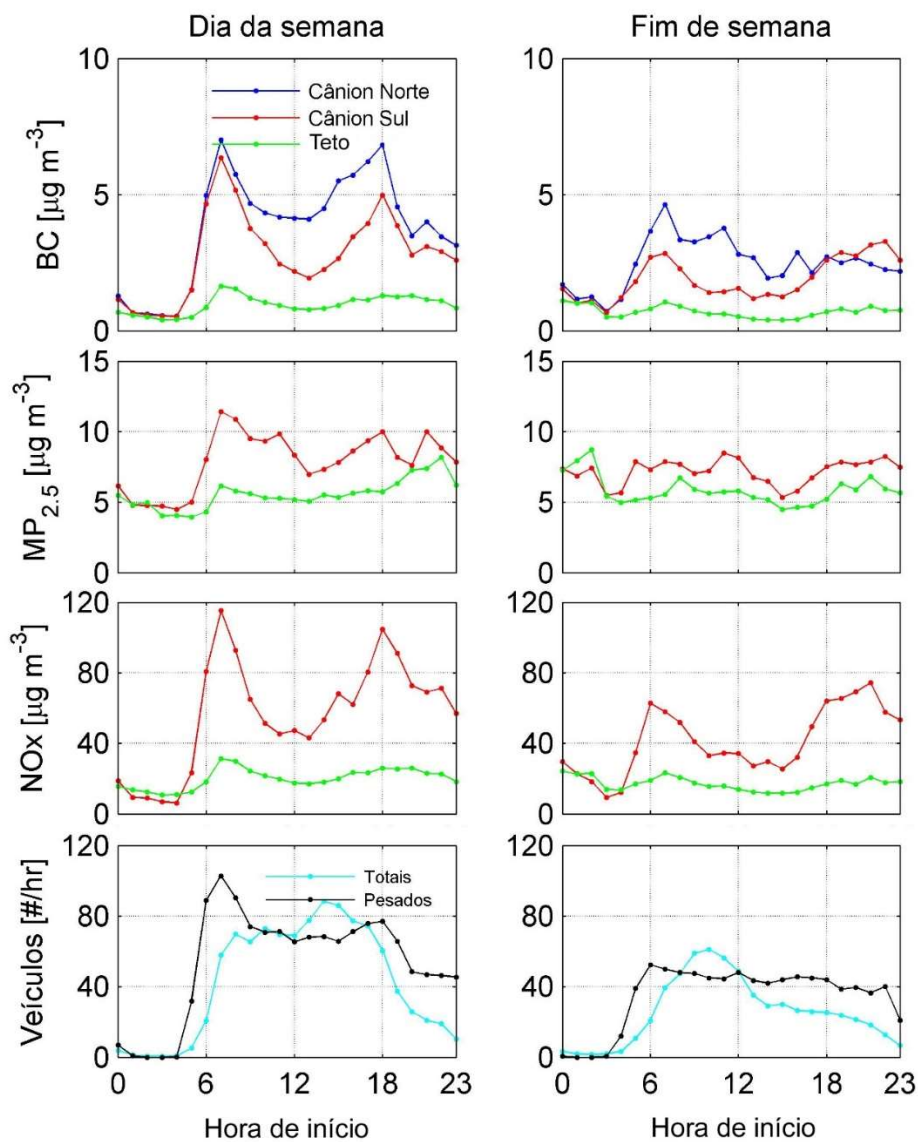


**Fonte:** Autoria própria.

#### 6.4.2 Ciclos diários e série temporal

Os ciclos médios diários dos poluentes são apresentados para dias da semana (segunda a sexta) e fins de semana (sábado, domingo e feriados), junto com a variação do número total de veículos e dos veículos pesados.

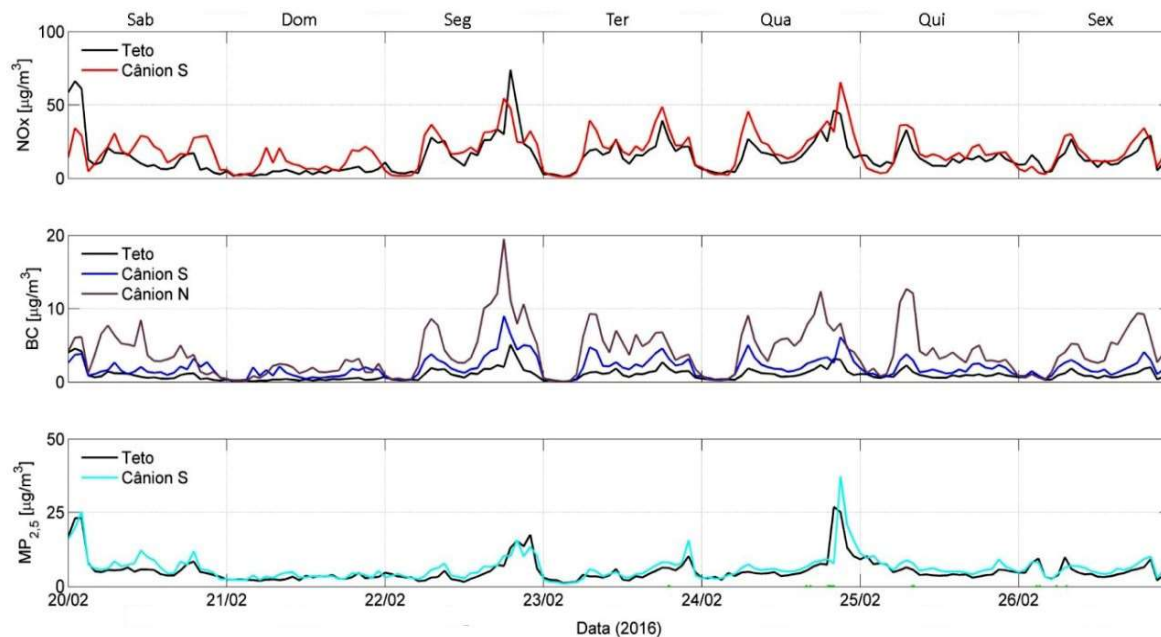
**Figura 14** – Ciclo diário dos poluentes e do trânsito monitorado.



Fonte: Autoria própria.

Após o ciclo diário, é apresentada a distribuição das concentrações em série temporal (Figura 15), exemplificada em apenas uma semana, no caso a semana de 20/02/2016 a 26/02/2016.

**Figura 15** – Série temporal dos poluentes monitorados de 20/02/2016 a 26/02/2016.



Fonte: Autoria própria.

A partir das Figuras 14 e 15 podem ser salientadas as seguintes características:

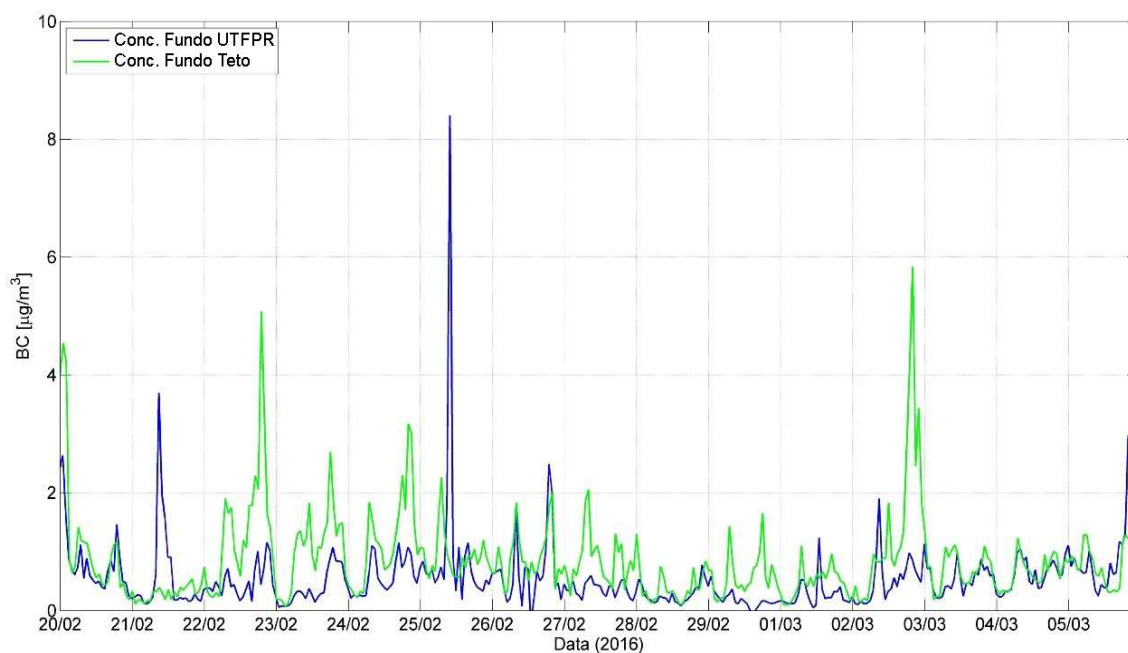
- i. Para os dias da semana, as concentrações de BC apresentaram dois picos principais, sendo o primeiro as 7h da manhã, e o segundo as 18h, correspondendo exatamente com os dois horários de picos de veículos pesados.
- ii. As concentrações de BC são muito semelhantes dos dois lados do cânion durante a madrugada e no início da manhã (horários de baixo fluxo de trânsito), após isso pode-se notar tanto no ciclo diário quanto na série temporal o aumento das concentrações ao lado norte, chegando a ser até duas vezes maiores em alguns períodos, comumente entre o meio dia e o fim da tarde.
- iii. Durante os fins de semana, as concentrações de BC têm um pico considerável principalmente nas manhãs de sábado, onde ainda há uma circulação maior de veículos devido ao fato do comércio ficar aberto até as 13h em alguns sábados. Já no domingo, as concentrações são consideravelmente menores, visto que o fluxo de veículos também é muito menor, não sendo notada grandes diferenças dos dois lados do cânion.
- iv. O  $MP_{2,5}$  apresenta também os dois picos assim como o BC, e picos secundários no meio do dia e também durante a noite. Esses picos podem ser partículas em ressuspensão, que afetam a fração de  $MP_{2,5}$  que não é referente

ao BC. Pode-se ver também que o  $MP_{2,5}$  apresenta pouca variabilidade espacial, ou seja, suas concentrações a nível de cânion e teto, não apresentam diferenças tão expressivas como o BC, por exemplo.

- v. As concentrações de  $NO_x$ , como já mostrado nos resultados de correlação, seguem um padrão idêntico ao BC do lado sul, também tendo alta correlação com o ciclo de veículos pesados.

É importante também ressaltar que foram escolhidos os dados do teto (fundo urbana) para serem representativos de concentrações de fundo, pois simbolizam melhor um fundo urbano do que as concentrações vistas na UTFPR, tendo concentrações mais elevadas (Figura 16) e menor influência de queimadas, que são frequentes nas áreas suburbanas de Londrina.

**Figura 16** – Série temporal de BC monitorado de 20/02/2016 a 05/03/2016.



Fonte: Autoria própria.

## 6.5 Modelagem

### 6.5.1 Validação do modelo

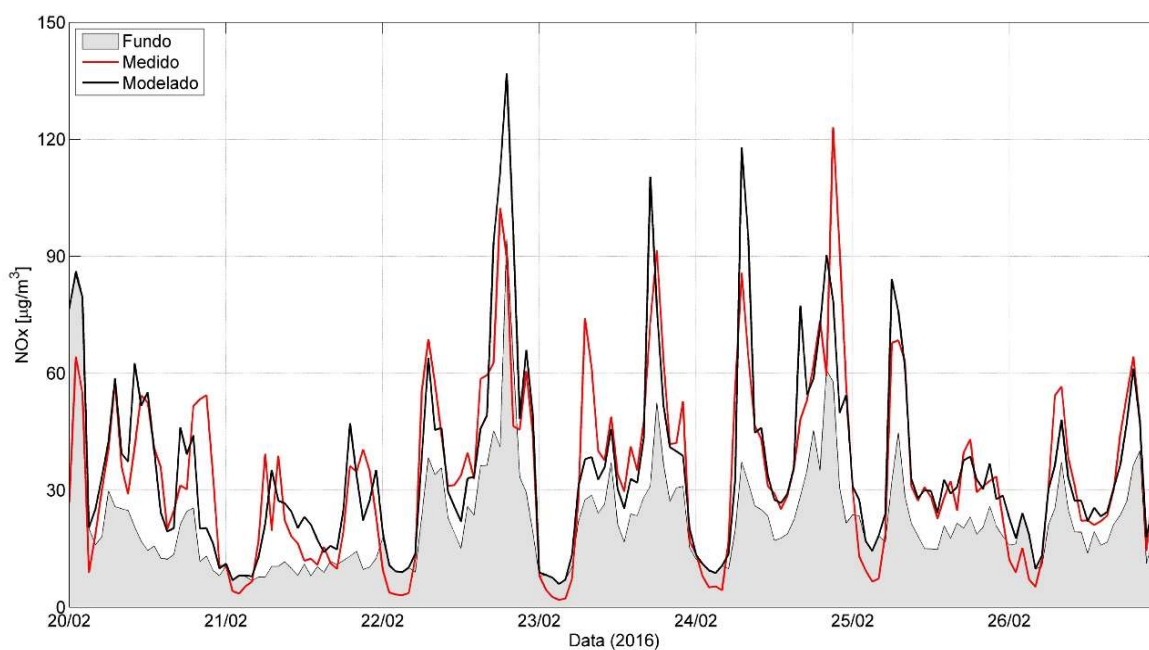
As modelagens de  $MP_{2,5}$  e BC não foram consideradas satisfatórias, sendo que ambas foram subestimadas pelo OSPM em média 58% e 66%, respectivamente, devido

aos baixos fatores de emissão encontrados na literatura que foram testados para o modelo, quando comparados às emissões em mundo real.

Já para o NO<sub>x</sub>, a modelagem foi considerada satisfatória para todo o período de estudo, apresentando alta correlação linear ( $R=0,84$ ) e baixos valores de desvios ( $DR=10,6\%$ ,  $DM=4,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $DMQ=16,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), indicando que os fatores de emissão de NO<sub>x</sub> escolhidos representam apropriadamente as emissões no mundo real. Aplicando a equação encontrada na correlação linear entre NO<sub>x</sub> e BC, podemos estimar as concentrações de BC a partir das simulações para NO<sub>x</sub>.

A Figura 17 ilustra as séries horárias das concentrações de NO<sub>x</sub> de fundo, também a série de NO<sub>x</sub> no cânion estimado (calculado através do BC medido), e a série de NO<sub>x</sub> modelado.

**Figura 17** – Série temporal de NO<sub>x</sub> modelado e medido no cânion e teto.



**Fonte:** Autoria própria.

Pode-se notar na Figura o acompanhamento entre as curvas das concentrações medidas e modeladas, havendo pouca diferença entre ambas, sendo evidenciado maiormente nos horários de pico, onde qualquer erro dos fatores de emissão pode ter maior significância.

### 6.5.2 Avaliação dos cenários

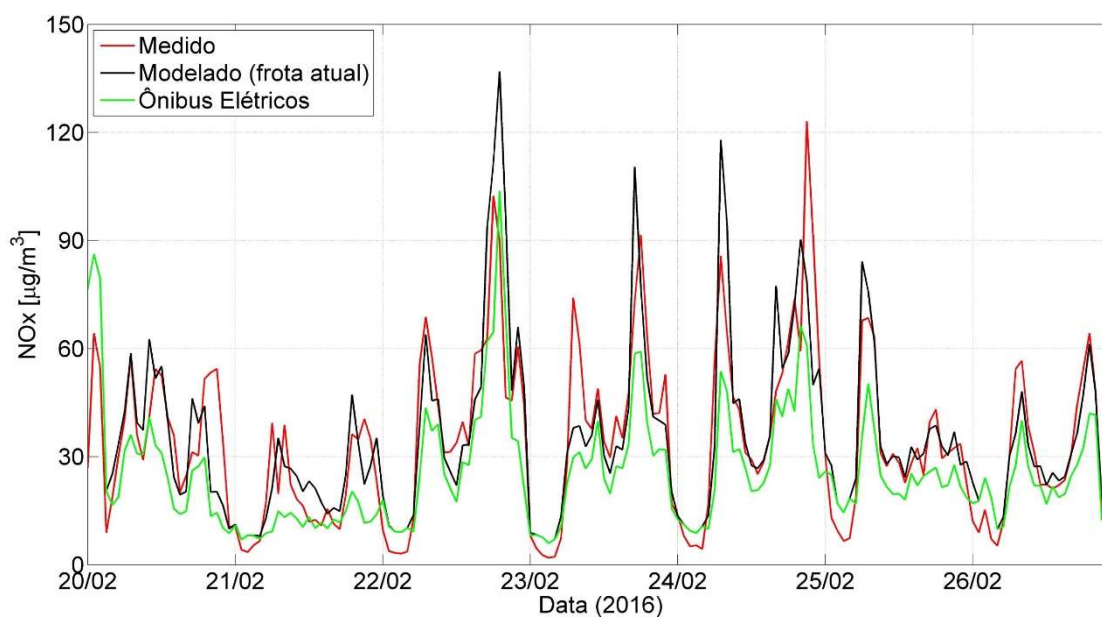
Dentre os cinco cenários apresentados (Tabela 3) visando a melhoria da qualidade do ar através de modernizações, o que mais se destacou foi a eletrificação da frota de ônibus (Figura 18), chegando a reduções da poluição de NOx de até 55% nos horários de pico do fluxo destes veículos, tendo redução média de 44% para todo o período.

**Tabela 3:** Redução média da poluição de NOx para os cinco cenários de melhoria da frota (27/01 – 06/03/2016).

| Cenários                    | Redução (%) | Descrição            |
|-----------------------------|-------------|----------------------|
| Ônibus elétricos            | 44          | Ônibus sem emissão   |
| Modernização ônibus e leves | 34          | Ônibus P7 e leves L6 |
| Modernização ônibus         | 25          | Ônibus P7            |
| Leves elétricos             | 10          | Leves sem emissão    |
| Modernização leves          | 8           | Leves L6             |

Fonte: Autoria própria.

**Figura 18** – Série horária de NOx medida e modelada para uma semana (20-26/02/2016).



Fonte: Autoria própria.

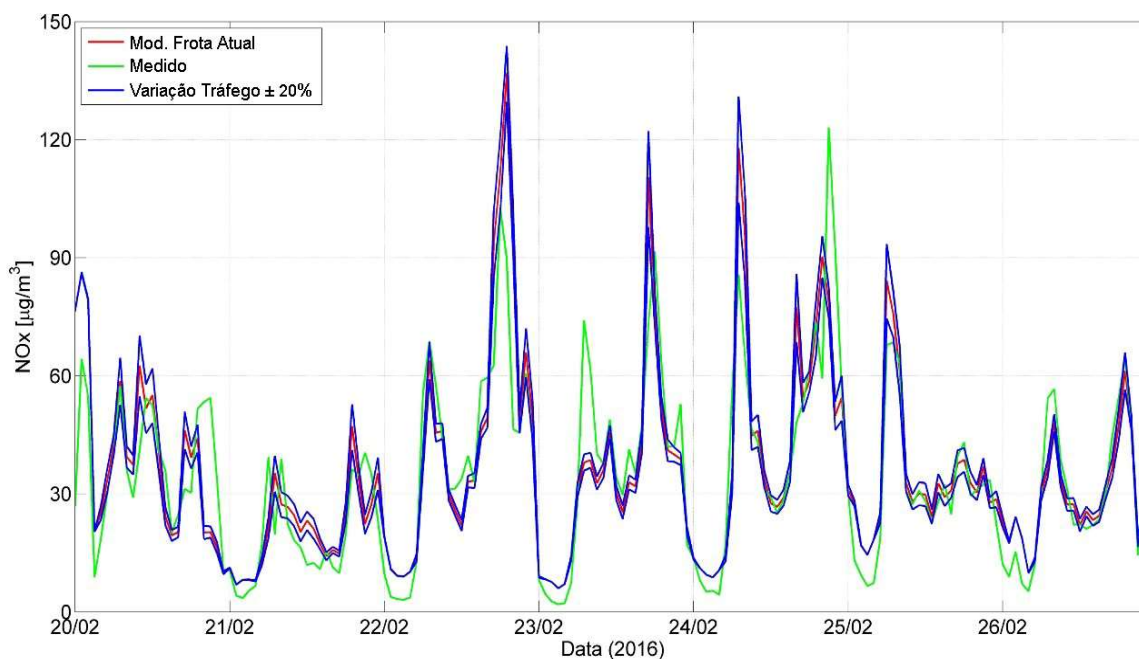
A Figura 18 mostra como a simulação para ônibus elétricos (curva verde) reduz em relação a simulação com a frota atual (curva preta), principalmente nos horários de pico, sendo muito evidente nos picos dos dias 23 e 24/02.

Outro cenário que teve destaque foi a modernização da frota de leves (carros e comerciais leves) e pesados, que se trata de todos os veículos utilizando a tecnologia mais nova presente no mercado (P7 para pesados e L6 para leves).

Os cenários de maior redução tratam de veículos pesados, pois os pesados apresentam fatores de emissão, que são em média 100 vezes maiores que para veículos leves, e em média 48 vezes maiores quando analisamos as tecnologias mais novas (Figura a-1).

O cenário de redução/aumento da frota, sem quaisquer alterações na tecnologia dos veículos, apresentou resultados menos expressivos. Foram realizados testes de sensibilidade, aumentando e diminuindo o fluxo de veículos em até 20%, resultando em uma média de mais ou menos 8% nas concentrações de NOx, sendo essa variação expressa na Figura 19.

**Figura 19** – Série horária de NOx medida e modelada com variações de tráfego.



**Fonte:** Autoria própria.

O outro cenário avaliado foi a implementação de veículos leves a diesel na frota londrinense. O cenário simulado foi a pior hipótese, onde todos os veículos leves seriam a diesel. A simulação da dieselização registrou um aumento de 7% nas concentrações médias de NOx ao lado sul. Também quando analisamos os picos máximos, a poluição causada pelo NOx aumenta em média 4,5%.

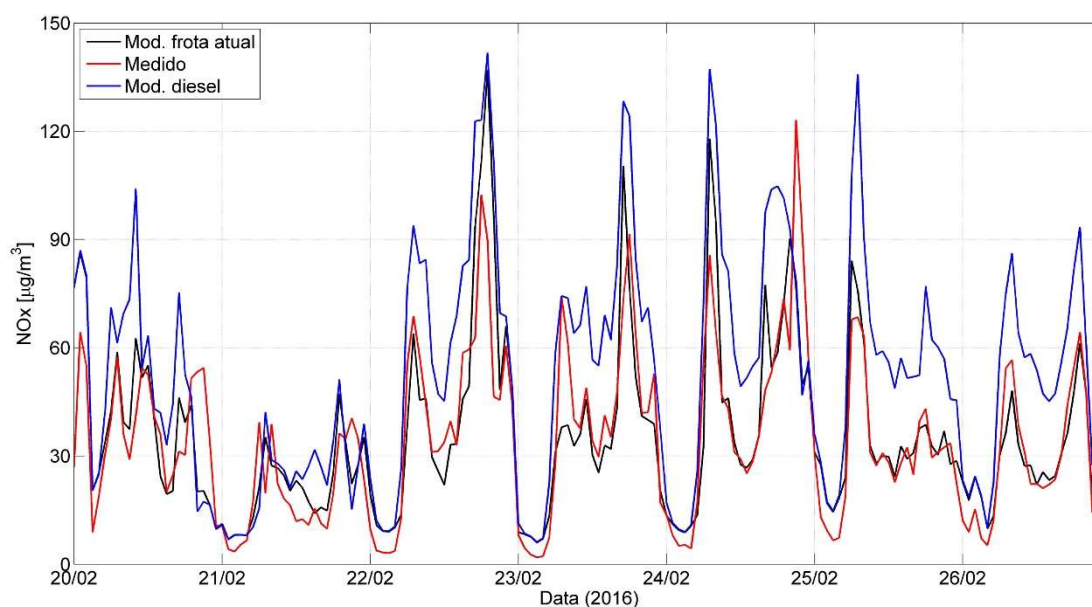


Em alguns pontos da simulação, a curva da modelagem de dieselização chega a estar por baixo da modelagem com a frota atual, o que pode ter mascarado os valores de média. Sendo assim, foi analisada toda a série de dados, encontrando pontos de diferenças significativas entre as duas concentrações, apontando diferenças de até  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no aumento da poluição de  $\text{NO}_x$  quando toda frota de leves é a diesel.

O que pode também explicar o baixo aumento quando analisamos os pontos máximos, é que a maioria destes eventos, são decorrentes do alto fluxo de veículos pesados, estes que já circulam à diesel, fazendo com que a dieselização dos leves não tenha seu impacto notado tão fortemente nesses horários.

A Figura 20 mostra a série horária para uma semana, nela podemos ver as concentrações de  $\text{NO}_x$  medidos, simulados com a frota atual e simulado o cenário mais crítico da dieselização, que seriam 100% dos veículos leves operando a diesel. Nos principais picos dos dias 22, 23 e 24/02, as duas simulações não se distinguem muito, indicando que a principal fonte de poluição são os veículos pesados. Já em alguns momentos como no pico do dia 25/02, a concentração obteve um aumento de 39%, chegando a picos de mais de  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A elevação da série de dieselização também pode ser observada durante o meio do dia, no intervalo entre os picos, onde o número de veículos leves supera significativamente o número de pesados, mostrando que a dieselização pode ter grandes impactos na poluição do centro de Londrina em certos horários, definidos principalmente pelo número de veículos e pela direção do vento.

**Figura 20** – Série horária de  $\text{NO}_x$  medida e com modelagem da dieselização.



**Fonte:** Autoria própria.

## 7 CONCLUSÃO

O NO<sub>x</sub> e o BC mostraram boa correlação ( $R=0,891$ ) durante o experimento no cânion, tendo seus comportamentos muito relacionados com as emissões veiculares dos ônibus, que contribuem grandemente para o fluxo do cânion nos horários de pico de manhã (7h) e ao fim da tarde (18h). Aos finais de semana, o fluxo total de veículos e de ônibus diminui, e também as concentrações dos poluentes seguem esse declínio. O mesmo é visto para as concentrações de fundo destes poluentes, como foram medidas em um ambiente urbano, que também apresenta um alto fluxo de veículos, os poluentes se comportam de maneira parecida com as medições no cânion, tanto para dias de semana, quanto para fins de semana, apresentando uma concentração menor, devido ao fato da coleta ser realizada a 21m do solo.

Foi observado também que a concentração no lado norte do cânion é maior que a do lado sul, devido ao vento predominante soprar do norte, gerando um vórtice de ar dentro do cânion aumentando as concentrações desse lado da rua. Também a existência de uma parada de ônibus no lado norte contribui as maiores concentrações através do incremento dos fatores de emissão quando os ônibus param e aceleram. Os níveis de MP<sub>2,5</sub> medidos no cânion foram levemente superiores aos do teto, evidenciando pouca variabilidade espacial deste poluente na zona central da cidade.

A modelagem das concentrações de NO<sub>x</sub> apresentou bom desempenho quando comparada às medições no cânion, com divergências nos horários de picos de trânsito, provavelmente pela incerteza quanto a frota inserida, visto que os dados cedidos pelo DETRAN-PR englobam todos os veículos cadastrados para o município, o que pode não representar fielmente a composição da frota que passa pela rua Sergipe em Londrina. O OSPM se mostrou uma ótima ferramenta para quantificar medidas para reduzir a poluição veicular em cânions urbanos, e também prever possíveis mudanças da frota como a dieselização.

Dentre os cenários analisados para o NO<sub>x</sub>, tiveram destaque a eletrificação da frota de ônibus, tendo redução média de 44% para as seis semanas modeladas, e também a modernização dos veículos pesados, que seria a utilização da tecnologia mais nova para o motor, com uma redução média de 34% na concentração de NO<sub>x</sub>. Por fim, nota-se que o principal emissor de NO<sub>x</sub> no cânion estudado são os ônibus urbanos; mesmo representando apenas 11% da frota que passa pelo cânion, os fatores de emissão são em média 100 vezes maiores quando comparados com os dos veículos leves.

Já os cenários de redução/aumento da frota sem mudanças nas tecnologias dos veículos, não apresentou alterações importantes nas modelagens.

Diferente do caso da dieselização, que apresentou baixas diferenças nos dados estatísticos quando comparada a simulação com a frota atual. Porém, quando analisamos a série temporal detalhada durante uma semana específica, podemos notar alguns horários de grande aumento da poluição de NO<sub>x</sub>, tendo aumentos de até 60 µg/m<sup>3</sup> (39%) em relação a simulação original.

Por fim, mostrou-se que a dieselização pode piorar muito os níveis de poluição no centro de Londrina-PR, ajudando a alarmar os índices de poluição já causados pelos veículos pesados à diesel.

## REFERÊNCIAS

ACT, Clean Air. Clean Air Act, **Wilderness act, executive orders**, v. 11900, 1970.

AETHLABS - **Operating manual**. Aethalometer® microAeth® Model AE51. Version S0.000. June 2009. Berkeley, California.

AJANOVIC, A. **The effects of dieselization of the European passenger car fleet on energy consumption and CO2 emissions**. In: Institutions, efficiency and evolving energy technologies, 34th IAEE international conference, June 19-23, 2011. International Association for Energy Economics, 2011.

ANP – **Resoluções**, disponível em [http://nxt.anp.gov.br/nxt/gateway.dll/leg/resolucoes\\_anp/2013/dezembro/ranp%2050%20-%202013.xml](http://nxt.anp.gov.br/nxt/gateway.dll/leg/resolucoes_anp/2013/dezembro/ranp%2050%20-%202013.xml) Acesso em 01 de novembro de 2017.

ARNOTT, W.P.; HAMASHA, K.; MOOSMULLER, H.; SHERIDAN, P.J.; OGREN, J.A. **Towards aerosol light-absorption measurements with a 7-wavelength aethalometer: Evaluation with a photoacoustic instrument and 3-wavelength nephelometer**. Aerosol Science and Technology, v.39, n. 1, p. 17-29, 2005.

BERKOWICZ, R. **OSPM - A parameterised street pollution model**, Environmental Monitoring and Assessment, v. 65, n. 1/2, pp. 323-331, 2000.

BOND, T.C.; DOHERTY, S.J.; FAHEY, D.W.; FORSTER, P.M.; BERNTSEN, T.; DEANGELO, B.J.; FLANNER, M.G.; GHAN, S.; KÄRCHER, B.; KOCH, D.; KINNE, S.; KONDO, Y.; QUINN, P.K.; SARO, M.C.; SCHULTZ, M.G.; VENKATARAMAN, C.; ZHANG, H.; ZHANG, S.; BELLOUIN, N.; GUTTIKUNDA, S.K.; HOPKE, P.K.; JACOBSON, M.Z.; KAISER, J.W.; KLIMONT, Z.; LOHMANN, U.; SCHWARZ, J.P.; SHINDELL, D.; STORELVMO, T.; WARREN, S.G.; ZENDER, C.S. **Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment**. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, v. 118, n. 11, p. 5380-5552, 2013.

CAMARANO, A.A; ABRAMOVAY, R. **Êxodo rural, envelhecimento e masculinização no brasil: panorama dos últimos cinquenta anos**. Revista Brasileira de Estudos de População, v.15, n. 2, p. 45-65, 2014.

CÂMARA DOS DEPUTADOS – **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**, disponível em <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1980-1987/lei-6938-31-agosto-1981-366135-publicacaooriginal-1-pl.html> Acesso em 07 de março de 2018.

CÂMARA DOS DEPUTADOS - **Portaria nº 23, de 6 de junho de 1994**, disponível em <<http://www.camara.gov.br/sileg/integras/409721.pdf>> Acesso em 29 de setembro de 2017.

CAMES, M.; HELMERS, E. **Critical evaluation of the European diesel car boom-global comparison, environmental effects and various national strategies**. Environmental Sciences Europe, v. 25, n. 1, p. 15, 2013.

CETESB, **Emissões veiculares no estado de São Paulo**, São Paulo, 2013. Disponível em <http://veicular.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/35/2013/12/relatorio-emissoes-veiculares-2013.pdf>. Acesso em 19 de outubro de 2016.

CONAMA – **Resolução n. 003 de 28 de junho de 1990**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>> Acesso em 15 de novembro de 2017.

COOPER, C.D.; ALLEY, F.C. **Air Pollution Control: A design approach**. Waveland Press, Inc., 2010.

DALLMANN, T.; FAÇANHA, C. **Riscos ambientais da dieselização dos veículos leves**. 2016 - disponível em <[https://www.theicct.org/sites/default/files/Brazil%20LDV%20Diesel%20White%20paper\\_PG\\_vFinal.pdf](https://www.theicct.org/sites/default/files/Brazil%20LDV%20Diesel%20White%20paper_PG_vFinal.pdf)>. Acesso em 09 de março de 2018

DENATRAN – **Departamento Nacional de Trânsito** – disponível em [www.denatran.gov.br/frota2015.html](http://www.denatran.gov.br/frota2015.html). Acesso em 30 de outubro de 2017.

DEBIEUX, P., CHERTMAN, C., MANSUR, N. S. B., DOBASHI, E., & FERNANDES, H. J. A. Musculoskeletal injuries in motorcycle accidents. **Acta Ortopédica Brasileira**, v.18, n. 6, p. 353-356, 2010.

EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). **Air pollutant emission inventory guidebook – 2016**. Disponível em <<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>> Acesso em 01 de novembro de 2017.

EPA – **Regulation of fuels and fuel additives: changes to renewable fuel standard program**, disponível em <<https://www.federalregister.gov/documents/2010/03/26/2010-3851/regulation-of-fuels-and-fuel-additives-changes-to-renewable-fuel-standard-program>> Acesso em 13 de novembro de 2017.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Black carbon effects on public health and the environment**. Report to Congress in Black Carbon, 2012.

EPA, 2017 – **Criteria air pollutants**, disponível em <<https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants>> Acesso em 13 de novembro de 2017.

FENGER, J.; TJELL, J.C. **Air pollution--from a local to global perspective**. Polyteknisk; RSC Pub.distributor, 2009.

FIEBIG, M.; WIARTALLA, A.; HOLDERBAUM, B.; KIESOW, S. **Particulate emissions from diesel engines: correlation between engine technology and emissions**. Journal of Occupational Medicine and Toxicology, v. 9, n. 1, p. 6, 2014.

FUZZI, S., BALTENSPERGER, U., CARSLAW, K., DECESARI, S., DENIER VAN DER GON, H., FACCHINI, M.C., FOWLER, D., KOREN, I., LANGFORD, B., LOHMANN, U., NEMITZ, E., PANDIS, S., RIIPINEN, I., RUDICH, Y., SCHAAP, M., SLOWIK, J.G., SPRACKLEN, D.V., VIGNATI, E., WILD, M., WILLIAMS, M., GILARDONI, S. **Particulate matter, air quality and climate: Lessons learned and future needs**. Atmospheric Chemistry and Physics, v. 15, n. 14, p. 8217-8299, 2015.

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

GONZÁLEZ, R. M.; MARRERO, G. A. **The effect of dieselization in passenger cars emissions for Spanish regions: 1998-2006**. Energy Policy, v. 51, p. 213-222, 2012.

GOODSTEIN, E. S.; POLASKY, S. **Economics and the Environment**. Hoboken, NJ: Wiley, p. 409-411, 2005.

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

HEI, 2010. **Traffic-related air pollution: A critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects**. Special Report 17. Boston, EUA.

IBGE – Cidades. **Informações sobre os municípios brasileiros**, disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=411370search=parana>> Acesso em 01 de novembro de 2017.

ICCT – **Conselho Internacional de Transportes Limpos**. Disponível em <<http://www.theicct.org>>. Acesso em 30 de outubro de 2017.

JANSEN, K. L.; LARSON, T. V.; KOENIG, J. Q.; MAR, T. F.; FIELDS, C.; STEWART, J.; LIPPMANN, M. **Associations between health effects and particulate matter and black carbon in subjects with respiratory disease**. Environmental Health Perspectives, v. 113, n. 12, p. 1741, 2005.

JAWORSKI, N. A.; HOWARTH, R. W.; HETLING, L. J. **Atmospheric deposition of nitrogen oxides into the landscape contributes to coastal eutrophication in the northeast United States**. *Environmental Science & Technology*, v. 31, n. 7, p. 1995-2004, 1997.

KAKOSIMOS, K. E.; HERTEL, O.; KETZEL, M.; BERKOWICZ, R. **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.

KONO, Hitoshi., ITO, Shozo. **A micro-scale dispersion model for motor vehicle exhaust gas in urban areas – OMG volume source model**. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, v. 24, n. 2, p. 243-251, 1990.

KRECL, P.; TARGINO, A.; JOHANSSON, C.; STRÖM, J. **Characterisation and source apportionment of submicron particle number size distributions in a busy street canyon**. *Aerosol Air Quality Research*, v. 15, p. 220-233, 2015.

KRECL, P.; TARGINO, A.; WIESE, L.; KETZEL, M.; DE PAULA CORRÊA, M. **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.

LACK, D.A.; MOOSMÜLLER, H.; MCMEEKING, G.R.; CHAKRABARTY, R.K.; BAUMGARDNER, D. **Characterizing elemental, equivalent black, and refractory black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties**. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 406, n. 1, p. 99-122, 2014.

LONDRINA – **Perfil da cidade de Londrina, 2016**, disponível em <[http://www1.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/sec\\_planejamento/perfil/perfil\\_2016.pdf](http://www1.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/sec_planejamento/perfil/perfil_2016.pdf)> Acesso em 01 de novembro de 2017.

MINC, C. **I Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Acesso em <[http://www.mma.gov.br/estruturas/182/\\_arquivos/inventario\\_de\\_emisses\\_veiculares\\_182.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/inventario_de_emisses_veiculares_182.pdf)>, 2013.

MONKS, P.S., ARCHIBALD, A.T., COLETTE, A., COOPER, O., COYLE, M., DERWENT, R., FOWLER, D., GRANIER, C., LAW, K.S., MILLS, G.E., STEVENSON, D.S., TARASOVA, O., THOURET, V., VON SCHNEIDEMESSER, E., SOMMARIVA, R., WILD, O., WILLIAMS, M.L. **Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer**. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15, n. 15, p. 8889-8973, 2015.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics**. New York: John Wiley & Sons, 2 ed., 2006.

SENADO FEDERAL - **Projeto de Decreto Legislativo (SF) nº 84, de 2015**, disponível em <<https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=909386>> Acesso em 29 de setembro de 2017.

SINDIPEÇAS – **Sindicato Nacional da Indústria de Componentes para Veículos Automotores** – Relatório da Frota Circulante 2017, disponível em <[http://www.automotivebusiness.com.br/abinteligencia/pdf/R\\_Frota\\_Circulante\\_2017.pdf](http://www.automotivebusiness.com.br/abinteligencia/pdf/R_Frota_Circulante_2017.pdf)> Acesso em 22 de outubro de 2017.

TCGL – **Transportes Coletivos Grande Londrina** – Informativos. Disponível em <<http://site.tcgrandelondrina.com.br:8082/informativos>> Acesso em 22 de outubro de 2017.

THERMO SCIENTIFIC – **Model 42i, instruction manual – chemiluminescence NO-NO<sub>2</sub>-NO<sub>x</sub> analyzer**. Part number 101350-00 28 Dec 2007.

TRANSPORTPOLICY – **Brazil: Heavy-duty and light-duty emissions**. Disponível em <[www.transportpolicy.net/standard/brazil/](http://www.transportpolicy.net/standard/brazil/)> Acesso em 01 de novembro de 2017.

TSI – **Model 8520 DustTrak™ aerosol monitor**. Operation and Service Manual. 1980198, Revision R. June 2006.

VARDOULAKIS, S.; FISHER, B. E.; PERICLEOUS, K.; GONZALEZ-FLESCA, N. **Modelling air quality in street canyons: a review**. Atmospheric Environment, v. 37, n. 2, p. 155-182, 2003.

WHO, **7 million premature deaths annually linked to air pollution**, WHO, 2014. Disponível em [www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/](http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/). Acesso em 20 de outubro de 2017.

YAMARTINO, R., WIEGAND, G. **Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon**. Atmospheric Environment (1967), v. 20, n. 11, p. 2137-2156, 1986.

ZACHARIADIS, T. **Gasoline, diesel and climate policy implications—Insights from the recent evolution of new car sales in Germany**. Energy Policy, v. 54, p. 23–32, 2013.



## ANEXOS

Tabela a-1: Composição dos combustíveis segundo a ANP.

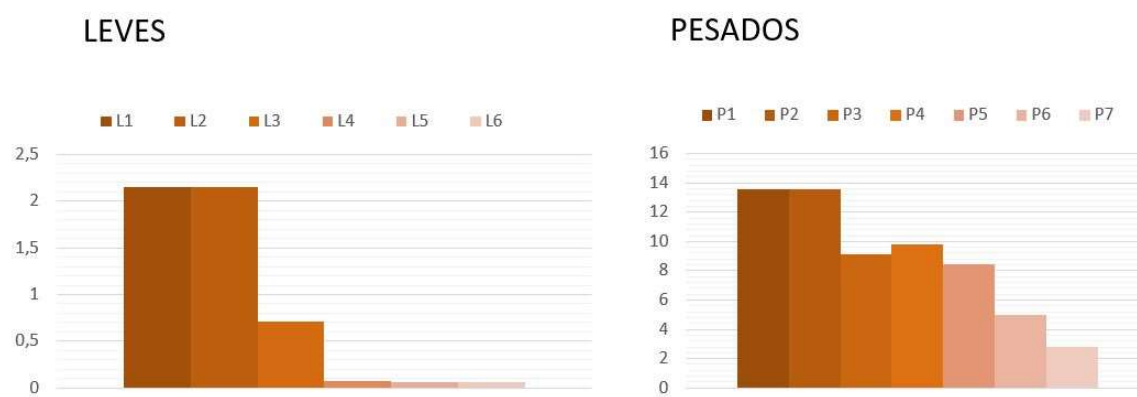
| Combustível        | Benzeno (%) | Enxofre<br>(ppm) | Chumbo (g/L) |
|--------------------|-------------|------------------|--------------|
| <b>Gasolina</b>    | 1           | 50               | 0,005        |
| <b>Álcool</b>      | 0           | 0                | 0            |
| <b>Diesel S500</b> | 1           | 500              | 0            |
| <b>Diesel S10</b>  | 1           | 10               | 0            |

Fonte: Autoria própria.

Tabela a-2: Equivalência das fases do PROCONVE E PROMOT com as fases do EURO.

| Categoria                          | Fase | Equivalência<br>EURO | Período   |
|------------------------------------|------|----------------------|-----------|
| <b>Automóveis/Comerciais Leves</b> | L1   | -                    | ≤1991     |
|                                    | L2   | -                    | 1992-1996 |
|                                    | L3   | EURO 0-2             | 1997-2004 |
|                                    | L4   | EURO 3               | 2005-2008 |
|                                    | L5   | EURO 4               | 2009-2013 |
|                                    | L6   | EURO 5               | ≥2014     |
| <b>Ônibus/Caminhões</b>            | P1   | -                    | ≤1987     |
|                                    | P2   | EURO 0               | 1987-1993 |
|                                    | P3   | EURO 1               | 1994-1997 |
|                                    | P4   | EURO 2               | 1998-2003 |
|                                    | P5   | EURO 3               | 2004-2011 |
|                                    | P6   | EURO 4               | -         |
|                                    | P7   | EURO 5               | ≥2012     |
| <b>Motocicletas</b>                | M1   | EURO 1               | ≤2003     |
|                                    | M2   | EURO 2               | 2004-2005 |
|                                    | M3   | EURO 3               | ≥2006     |

Fonte: Transport Policy, 2014.

**Figura a-1** – Evolução dos fatores de emissão [g/km].

Fonte: Autoria própria.