

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JOÃO PEDRO BAZZO VIEIRA

MODELO ESPAÇO-TEMPORAL DE INVENTÁRIO DE EMISSÕES VEICULARES:
ESTUDO DE CASO EM CURITIBA-PR



CURITIBA

2020

JOÃO PEDRO BAZZO VIEIRA

MODELO ESPAÇO-TEMPORAL DE INVENTÁRIO DE EMISSÕES VEICULARES:
ESTUDO DE CASO EM CURITIBA-PR

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do Título de Mestre, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Risso Errera

Coorientador: Dr. Luiz Carlos Daemme

CURITIBA

2020

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

V658m Vieira, João Pedro Bazzo
 Modelo espaço-temporal de inventário de emissões veiculares: estudo de caso em
 Curitiba-PR [recurso eletrônico] João Pedro Bazzo Vieira. – Curitiba, 2020.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental, 2020.

Orientador: Marcelo Risso Errera.
Coorientador: Luiz Carlos Daemme.

1. Ar - Poluição. 2. Ar - Controle de qualidade. 3. Automóveis. 4. Veículos a motor -
Dispositivos de controle da poluição. I. Universidade Federal do Paraná. II. Errera, Marcelo
Risso. III. Daemme, Luiz Carlos. IV. Título.

CDD: 629.2528

Bibliotecária: Vanusa Maciel CRB- 9/1928

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **JOÃO PEDRO BAZZO VIEIRA** intitulada: **Modelo espaço-temporal de inventário de emissões veiculares: estudo de caso em Curitiba-PR**, sob orientação do Prof. Dr. MARCELO RISSO ERRERA, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 09 de Abril de 2020.

Avaliador Externo (PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO URBANO DA UFPR)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 16:57:06.0

MARCELO RISSO ERRERA

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 17:44:02.0

SÉRGIO MACHADO CORRÊA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 17:26:47.0

RICARDO HENRIQUE MORETON GODOI

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 18:00:40.0

JORGE TIAGO BASTOS

Avaliador Externo (PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO URBANO DA UFPR)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e minha irmã, pelo apoio de sempre e por sempre botarem fé em meus projetos.

A minha família, meus tios, Valéria e Percival, e primos, Letícia, Guilherme, Otávio e Victor. Meus avós, Glaucia, Quinha e Vieira.

Ao meu orientador, Marcelo Risso Errera. Obrigado por acreditar em mim desde o começo, por acreditar na ideia do projeto, por todo acompanhamento e conselhos durante esse período. Agradeço ao Luiz Carlos Daemme pela co-orientação e pelas contribuições durante o projeto.

Aos Professores Tiago Bastos e Ricardo Godoi, pelas contribuições ao trabalho durante a qualificação. Ao Prof. Sérgio Machado, pelas contribuições ao documento final.

Ao Oscar Macedo (IPPUC), por ser sempre solícito para encaminhar os dados e esclarecer dúvidas à respeito da Pesquisa Origem/Destino de Curitiba.

Ao Sérgio Ibarra (IAG/USP), por desenvolver a ferramenta VEIN e pela ajuda na operacionalização da modelagem.

Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental — PPGEA, por todo suporte. Agradeço ao Leonildo Leal, e os Professores/as do Programa. Agradeço, em especial, ao Michael Mannich, pelo apoio e amizade.

A Barbara Figueiredo, Rena Salzmann, Natália de Gasper, Daniel Lucena, Patricia Dall’Agnol Rodrigo Yuiti, Gabrielle Sturm, Rafael Bueno, Laís Carneiro, Diogo Lessa, Kelly Heylmann e Juliana Schultz. Agradeço também a Fernanda Brunkow pela confiança e apoio. Obrigado por dividirem mais esse período comigo, mestres!

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação da UFPR, pela amizade e pelas boas discussões sobre ciência. Agradeço ao Thiago Occhi, Hugo Pereira e Raul Braga. É inspirador estar em meio a gente tão apaixonada por pesquisa.

Aos meus amigos(as) dos movimentos pela mobilidade por bicicleta, Henrique Jakobi, Antônio Miranda, Fernando Rosenbaum, Tissa Valverde, Guilherme Mendes, Felipe França, Andrios Cavichiollo, Gheysa Prado, José Carlos Belotto, Heloisa Vecchio, tanto da Associação de Ciclistas do Alto Iguaçu — CICLOIGUAÇU e como do Programa CICCLOVIDA da UFPR. Obrigado pela amizade e pelas intensas discussões sobre os possíveis caminhos para mudança da realidade das cidades brasileiras. Os aprendizados do ativismo e da luta por uma cidade mais justa e inclusiva estarão sempre vivos.

Aos amigos(as) do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, pela amizade e pelas

boas discussões de sempre sobre esse mundo de ciência de dados, R e políticas públicas. Agradeço ao Rafael Pereira, Pedro Jorge, Caio Nogueira, Barbara Santiago, Kauê Braga, Adrielli Santana e Alan Silva.

As modelagens do trabalho foram desenvolvidas em linguagem de programação R. O processo não só foi possível, mas também muito prazeroso, graças à alta qualidade das ferramentas criadas pela comunidade. Não posso deixar de agradecer aos principais desenvolvedores dos pacotes sf (Edzer Pebesma), googleway e mapview (David Cooley), ggplot2 (Hadley Wickham) e data.table (Matt Dowle).

À CAPES, pelo apoio financeiro.

RESUMO

Os inventários de emissão veicular são ferramentas importantes para compreender os problemas de qualidade do ar no ambiente urbano. O presente trabalho propõe plataforma de avaliação de emissões veiculares, embasada no modelo de transportes 4 etapas e em dados de pesquisa Origem/Destino (O/D), para avaliar cenários de políticas públicas de mobilidade urbana. Como estudo de caso, foi considerada as emissões geradas por viagens de automóvel em Curitiba-PR, utilizando dados da Pesquisa O/D conduzida na região metropolitana do município. Visando comparar os resultados nas emissões utilizando o modelo de transportes proposto, foram estimadas as emissões veiculares utilizando o modelo de transportes comercial adotado pela Prefeitura de Curitiba (desenvolvido através do software VISUM). A estimativa das emissões adotou a abordagem *bottom-up*, agregando dados em escala veicular (distribuição de idade da frota, categoria de veículo, tipos de combustível), padrões de viagem pelo API (*Application Programming Interface*) da Google (velocidades médias e rotas preferenciais) e os processos emissores (emissões por exaustão). Foram estimadas emissões para monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrogênio (NO_x) e hidrocarbonetos do tipo não metano (NMHC). O estudo apresentou aplicações do modelo proposto para diferentes cenários de mobilidade urbana: mudanças de fatores de emissão, que considera maior efeito da degradação dos veículos mais antigos; alterações na idade máxima da frota circulante, bem como incremento de veículos em circulação, tanto movidos à combustível fóssil como elétricos. Os resultados mostraram que os padrões macroscópicos de fluxo viário do modelo proposto foram similares ao modelo adotado pela Prefeitura de Curitiba, apesar de concentrar maior fluxo nas principais vias arteriais do município. As aplicações de cenários sugeriram que medidas de restrição de frota de idade superior a 20 ou 30 anos podem reduzir os níveis de emissões em 8-40% para os compostos estudados. A variação nos fatores de emissão resultaram em uma mudança nas emissões em 24%, 44.5%, 32% para CO, NMHC e NO_x, respectivamente; mostrando o efeito da degradação dos veículos e motores sobre as emissões globais. Os cenários de aumento da frota circulante indicaram aumento das emissões, seja a partir da inserção de veículos a combustão interna ou elétricos — neste último caso, verificou-se aumento das emissões devido ao impacto da diminuição da velocidade média dos veículos a combustão interna. Mostrou-se a viabilidade do emprego de dados do tipo Origem/Destino para estimativa das emissões, assim como a importância da avaliação dos cenários das emissões em escala espacial e temporal.

Palavras-chaves: Emissões veiculares, Modelo de transportes 4 etapas, Pesquisa Origem-Destino, Poluição Atmosférica.

ABSTRACT

Vehicle emissions inventories are important tools to understand air quality impacts on the urban environment. This work proposes a platform for vehicle emissions estimation, based on the 4 stages transportation model and Origin/Destination (O/D) survey data, to evaluate scenarios of public policies on urban mobility. As a case study, emissions from passenger cars were estimated in Curitiba-PR, using data from O/D survey conducted in the Municipality's Metropolitan Region. To compare the emissions from this study's transportation model, the study estimated the emissions from Curitiba's City Hall model (generated from VISUM model). The estimation adopts a *bottom-up* approach, aggregating data at the vehicle level (age distribution of fleet, category of vehicles, types of fuel), trips patterns from Google Directions API (*Application Programming Interface*) (average speeds, preferential routes) and emission processes (hot exhaust emissions). The pollutants estimated were carbon monoxide (CO), carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrogen oxides (NO_x) and non-methane hydrocarbons (NMHC). This work included applications of the proposed model for different scenarios of urban mobility: changes on emission factors, which considers the effect of higher degradation on old fleet emissions; limitation on the maximum age of fleet; as well as an increment of vehicle flow, powered by fossil fuels and electric. Results showed that the macroscopic patterns of traffic flow were similar between this study's and Curitiba's City Hall transport model, despite differences in the number of vehicles circulating on main roads. The scenario analysis suggested that a policy restricting the maximum vehicle age up to 20 or 30 years could reduce emission levels by 8—40% for the studied pollutants. A change on emission factors resulted in a variation of 24%, 44.5%, 32% for CO, NMHC and NO_x emissions, respectively; showing the effects of vehicle and engine's degradation on global emissions. The scenarios of fleet increase indicated an increase in emissions, either from the insertion of internal combustion or electric vehicles — in the latter case, there was an increase in emissions due to the impact of the decrease in the average speed of internal combustion vehicles. The possibility of using Origin/Destination data to estimate vehicle emissions was shown, as well as the importance of evaluating emissions on spatial and temporal resolution.

Key-words: Vehicular Emissions, 4 Stages Transportation Model, Origin-Destination Survey, Atmospheric Pollution.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema do desenvolvimento da pesquisa.	19
Figura 2 – Evolução dos limites de emissões para veículos leves conforme fases do PROCONVE.	21
Figura 3 – Evolução da frota licenciada em Curitiba.	22
Figura 4 – Evolução da frota de veículos pesados em Curitiba.	22
Figura 5 – Histórico da quantidade absoluta e relativa de veículos por tipo de combustível no estado do Paraná.	23
Figura 6 – Evolução da idade da frota licenciada de veículos em Curitiba.	24
Figura 7 – Percentual da frota de veículos leves conforme idade e tipo de combustível.	25
Figura 8 – Proporção de venda de veículos comerciais leves conforme tamanho de motor.	26
Figura 9 – Percentual da frota de motocicletas conforme idade de frota e tipo de combustível	26
Figura 10 – Percentual de uso da gasolina e etanol pela frota <i>flex</i>	27
Figura 11 – Relação entre as variáveis velocidade, fluxo e densidade, sendo Cap a capacidade e V_0 a velocidade livre.	34
Figura 12 – Representação das curvas de intensidade de uso incorporados no modelo VEIN.	36
Figura 13 – Fatores de emissão segundo a CETESB para automóveis usando gasolina (coluna A), álcool (coluna B), flex-gasolina (coluna C) e flex-álcool (coluna D).	38
Figura 14 – Fator de emissão de CO para automóveis a gasolina com motores $\leq 1400cc$	40
Figura 15 – Fator de deterioração para poluente CO, motor de veículo tamanho $\leq 1400 cc$ e $65 \cdot 10^3$ km rodados.	42
Figura 16 – Total de amostras por zonas.	46
Figura 17 – Margem de erro associada a amostra para um intervalo de confiança de 90%.	48
Figura 18 – Procedimento para caracterização das viagens.	50
Figura 19 – Zona 95101, na fronteira de Curitiba, e os centróides ponderado e geométrico.	52
Figura 20 – Exemplo de roteamento, que início na zona 101203 e destino em 102402.	54
Figura 21 – Trecho de intersecção espacial com circulação bidirecional.	55
Figura 22 – Relação dos pontos de contagem volumétrica e classificada.	57

Figura 23 –Relação das vias urbanas por capacidade.	58
Figura 24 –Fluxo horário normalizado no horário de pico.	59
Figura 25 –Fluxo no horário de pico da manhã.	60
Figura 26 –Esquema para estimativa dos fatores de emissão e emissões totais. . . .	61
Figura 27 –Fator de emissão de CO, NMHC e NOx, para veículos leves de passageiros.	63
Figura 28 –Frota circulante, dividida por idade, combustível e tipo de veículo. . . .	66
Figura 29 –Viagens produzidas por bairro ao longo do dia, normalizadas entre 0 e 1, com média representada pela linha.	68
Figura 30 –Total de viagens produzidas e atraídas.	68
Figura 31 –Total de viagens produzidas e atraídas por automóvel.	69
Figura 32 –Números rotas Origem-Destino que se sobrepõem espacialmente.	70
Figura 33 –Velocidade livre média do modelo proposto e modelo encomendado por IPPUC (2019).	71
Figura 34 –Mapa do modelo proposto e modelo apresentado por IPPUC (2019). . .	72
Figura 35 –Cenário de velocidade média da frota circulante conforme cenário, para 80, 72, 60, 49, 41 e 20 km/h.	73
Figura 36 –Cenário de velocidade média aumento de 50% da frota circulante, para 110, 80, 70, 50, 40 e 30 km/h.	74
Figura 37 –Emissões totais de CO, CO ₂ , CH ₄ , NMHC and NOx, conforme idade de frota.	76
Figura 38 –Emissões diárias de NOx, para o cenário atual, utilizando o modelo de emissões proposto (LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT).	77
Figura 39 –Emissões diárias de NMHC e CO ₂ , para o cenário atual, utilizando o modelo de emissões proposto (LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT).	78
Figura 40 –Emissão de CO ₂ e CO para o cenário atual.	80
Figura 41 –Emissões conforme tipo de poluente, idade da frota circulante e tipo de veículo.	81
Figura 42 –Variação das emissões de NMHC considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos elétricos em 20% e o cenário atual.	82
Figura 43 –Variação das emissões de NMHC considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.	83
Figura 44 –Distribuição espacial das emissões de NOx, considerando diferentes ce- nários de fator de emissão.	84
Figura 45 –Emissões de CO ₂ para o modelo IPPUC e proposto.	87
Figura 46 –Variação associada ao fluxo, considerando viagens produzidas pelos 75 bairros do município.	91

Figura 47 –Distribuição espacial das emissões de NMHC, considerando diferentes cenários de fator de emissão.	105
Figura 48 –Distribuição espacial das emissões de CO considerando diferentes cenários de fator de emissão.	106
Figura 49 –Variação das emissões de CO considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.	107
Figura 50 –Variação das emissões de CO ₂ considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.	107
Figura 51 –Variação das emissões de NO _x considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.	108
Figura 52 –Variação das emissões de CO ₂ considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.	108
Figura 53 –Variação das emissões de CO considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.	109
Figura 54 –Variação das emissões de NO _x considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.	109
Figura 55 –Emissões de NMHC para o modelo IPPUC e proposto.	110
Figura 56 –Emissões de CO para o modelo IPPUC e proposto.	111
Figura 57 –Emissões de CH ₄ para o modelo IPPUC e proposto.	112
Figura 58 –Emissões de NO _x para o modelo IPPUC e proposto.	113
Figura 59 –Fatores de emissão dependentes da velocidade.	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais modelos de emissões veiculares.	29
Tabela 2 – Descrição das curvas de intensidade incorporadas no Modelo VEIN. . .	35
Tabela 3 – Equivalência de padrões EURO e PROCONVE/PROMOT.	37
Tabela 4 – Dados incorporados pelo modelo.	49
Tabela 5 – Cenários	64
Tabela 6 – Composição da frota circulante.	65
Tabela 7 – Taxa de cobertura do modelo de transportes.	67
Tabela 8 – Comparação dos resultados modelados (Modelo Proposto) e observados.	73
Tabela 9 – Verificação do modelo de transporte apresentado pelo IPPUC.	74
Tabela 10 – Emissões totais de CO, CO ₂ , CH ₄ , NMHC e NO _x	75
Tabela 11 – Emissões totais de CO, CO ₂ , CH ₄ , NMHC e NO _x , considerando cenário de redução de idade máxima de frota.	79
Tabela 12 – Emissões totais de CO, CO ₂ , CH ₄ , NMHC e NO _x , considerando cenário de aumento de frota de veículos elétricos e movido a combustão interna.	79
Tabela 13 – Emissões totais de CO, NMHC e NO _x , considerando a frota circulante apenas de veículos leves de passageiros.	79
Tabela 14 – Escores de erros associados ao fator de emissão.	90
Tabela 15 – Principais características das fases do PROCONVE para veículos leves de passageiros e comerciais leve.	117
Tabela 16 – Principais características das fases do PROCONVE para veículos pe- sados.	118
Tabela 17 – Principais características das fases do PROMOT para veículos de duas rodas e assemelhados (Motociclos e Ciclomotores.	119
Tabela 18 – Histórico da frota circulante de veículos do Estado do Paraná por tipo de combustível (DETRAN, 2018).	121
Tabela 19 – Histórico da frota circulante de veículos em Curitiba por idade (DE- TRAN, 2018).	122
Tabela 20 – Função de milhagem (BRUNI; BALES, 2013).	123

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	Objetivos específicos	17
1.2	ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	17
2	REVISÃO DE LITERATURA	20
2.1	AMBIENTE REGULATÓRIO BRASILEIRO	20
2.2	DIAGNÓSTICO DA FROTA	21
2.3	INVENTÁRIOS DE EMISSÃO	27
2.4	FORMAÇÃO DAS EMISSÕES VEICULARES	28
2.5	ENSAIOS DE EMISSÃO VEICULAR	31
3	INVENTÁRIO DE EMISSÃO VEICULAR — VEIN	33
3.1	PRINCIPAIS FUNÇÕES	33
3.1.1	Fator temporal de tráfego	33
3.1.2	Velocidade de tráfego	34
3.1.3	Milhagem da frota brasileira	35
3.2	FATORES DE EMISSÃO	36
3.2.1	Fatores de emissão locais	37
3.2.2	Função de variação pela velocidade	39
3.2.3	Fatores de emissão escalonados	40
3.2.4	Fatores de deterioração	41
3.3	ESTIMATIVA DE EMISSÕES	42
3.3.1	Emissão por exaustão	42
4	MÉTODO	43
4.1	TRATAMENTO PRELIMINAR	43
4.1.1	Pesquisa Origem/Destino	43
4.2	MODELO 4-ETAPAS	49
4.2.1	Geração e Distribuição de viagens	50
4.2.2	Alocação de viagens	51
4.2.3	Calibração dos resultados de tráfego	55
4.2.3.1	Contagens volumétricas (<i>Screen Line</i>)	56
4.2.4	Modelo IPPUC	58
4.3	EMISSÕES	61
4.3.1	Fatores de emissão	62

4.3.2	CENÁRIOS	63
4.3.3	COMPOSIÇÃO DA FROTA	64
5	RESULTADOS	67
5.1	MODELO DE TRANSPORTE	67
5.1.1	Modelo 4-etapas proposto	67
5.1.2	Modelo de transportes IPPUC	74
5.2	ESTIMATIVA DAS EMISSÕES	75
5.2.1	Modelo <i>bottom-up</i> Proposto	75
5.2.2	Modelo <i>bottom-up</i> IPPUC	79
5.2.3	Cenário de mudança de frota circulante	81
5.2.4	Cenário de mudança de fator de emissão	83
6	DISCUSSÃO	85
6.1	MODELO DE TRANSPORTE	85
6.2	ESTIMATIVA DAS EMISSÕES	86
6.2.1	Fonte de incertezas	89
7	CONCLUSÃO	93
7.1	RECOMENDAÇÕES	94
	REFERÊNCIAS	96
	APÊNDICES	103
	APÊNDICE A EMISSÕES VEICULARES	105
A.1	MUDANÇA NO FATOR DE EMISSÃO	105
A.2	AUMENTO DA FROTA CIRCULANTE	107
A.3	COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE TRANSPORTE	110
	APÊNDICE B MÉTODO <i>top-down</i>	114
	APÊNDICE C DETALHAMENTO DO PROGRAMA BRASILEIRO PARA CONTROLE DA POLUIÇÃO POR VEÍCULOS AUTOMOTORES	116
	ANEXOS	120
	ANEXO A Frota licenciada por tipos de combustível no Paraná.	121
	ANEXO B Função de milhagem por veículos	123

1 INTRODUÇÃO

As altas concentrações de poluentes nas cidades podem causar diversos efeitos adversos à população e ao ecossistema (MOLINA; MOLINA, 2004). O aumento dos níveis de poluição atmosférica no ambiente urbano é associado à ocorrência de doenças respiratórias (XIPING et al., 1995; SOUZA, 2019), cardiovasculares (ZHANG; WANG; PAN, 1994; COMBES; FRANCHINEAU, 2019), perda da capacidade vital (ZHANG et al., 2000) e mortalidade (BRAGA et al., 2001).

O setor de transportes é um dos principais responsáveis pela poluição do ar nas cidades (CETESB, 2016). Visando reduzir os impactos dos poluentes atmosféricos gerados pelo setor, foi criado em 1986 o Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), que fixou prazos, estabeleceu limites máximos de emissão e exigências tecnológicas para veículos automotores, nacionais e importados (IBAMA, 2011). Com a implementação, observou-se redução da concentração dos poluentes nos grandes centros, porém com tendência a uma estabilização nos patamares atuais (MMA, 2014).

Apesar da melhoria tecnológica dos veículos e combustíveis, as crescentes taxas de urbanização, aliadas à deficiência crônica dos sistemas de transporte coletivo adequado, têm causado um aumento expressivo na motorização individual (automóveis e motocicletas) (IBAMA, 2011), impondo um desafio para a manutenção dos níveis de qualidade do ar dos grandes centros.

As principais ferramentas para avaliação dos níveis de poluição do ar incluem monitoramento da concentração de poluentes, modelagem da dispersão atmosférica e inventário de emissões. O monitoramento da concentração de gases visa representar o efeito das emissões de diferentes fontes na qualidade do ar, sendo empregado para verificar o atendimento aos padrões da legislação ambiental, identificar as fontes representativas, bem como avaliar a efetividade de medidas de redução de emissões (WATSON et al., 1997). Os modelos de dispersão combinam informações sobre as emissões na fonte, meteorologia e as reações químicas dos poluentes na atmosfera, para estimar as concentrações no ambiente. Os inventários de emissões, por sua vez, são construídos para estimar as emissões de diferentes fontes, em escala espacial e temporal (MOLINA; MOLINA, 2004).

Segundo Pulles e Heslinga (2007), os inventários de emissões têm sido empregados para quantificar os impactos ambientais decorrentes de diferentes atividades, estabelecer metas de redução nas emissões e monitorar o progresso das mesmas. As aplicações ocorrem tanto em âmbito político (voltado ao acompanhamento de metas ou tratados internacionais), como em âmbito científico (desenvolvimento de métodos para representar

diferentes fenômenos).

Existem basicamente duas abordagens para definição do inventário, a *bottom-up* e a *top-down*. A abordagem *top-down* utiliza estatísticas nacionais e adota taxas de emissões mais genéricas — tornando o processo mais simplificado, mas com baixo grau de detalhamento das fontes, e com resolução espacial e temporal limitada. A abordagem *bottom-up* apresenta maiores detalhes nas emissões das fontes, em melhores escalas espacial e temporal, no entanto, demanda maior quantidade de informações (ESPINOSA, 2017).

Apesar da dificuldade de obter dados locais, uma vez conhecida as características das fontes móveis (veículos), bem como os padrões de circulação espacial e temporal, inventários de emissões *bottom-up* com alta resolução podem ser empregados (NTZIA-CHRISTOS; SAMARAS, 2016). Gallardo et al. (2012), Targino et al. (2018) destacam que o entendimento sobre a distribuição espacial da poluição do ar é fundamental para a verificação das zonas de maior exposição, sendo um importante fator a ser levado em consideração no planejamento urbano.

Diversos tipos de pesquisas podem ser adotadas para caracterização do tráfego, variando conforme níveis de aplicação e escala de tempo (TREIBER; KESTING, 2013). No nível da dinâmica de veículos, com escala de até 0.1 segundos, avalia-se aspectos relativos ao desempenho do motor. Na dinâmica de tráfego, considera-se fatores como tempo de reação do condutor, aceleração, períodos de ciclo de semáforos, ou efeitos de onda verde, em escalas de tempo de 1 segundo até 10 minutos. Em planejamento de transportes, que considera períodos de 1 hora até 50 anos, avalia-se os horários de pico, padrões de demanda de viagens, impactos devido à alteração/construção de infraestruturas ou por mudanças no perfil demográfico e socioeconômico da população (TREIBER; KESTING, 2013).

No âmbito do planejamento de transportes de Curitiba-PR e região metropolitana, foi realizada pela primeira vez a pesquisa Origem/Destino (O/D), que visa identificar e quantificar os principais padrões comportamentais de deslocamento (IPPUC, 2019). O tipo de pesquisa produz informações importantes para a estimativa as demandas de viagem em diferentes zonas da cidade, podendo ser empregadas para produção de inventário de emissões veiculares (ARMSTRONG; KHAN, 2004; BARLA; MIRANDA-MORENO; LEE-GOSSELIN, 2011).

A presente pesquisa se insere nesse contexto, propondo um modelo de inventário de emissões *bottom-up* para veículos leves de passageiros e comerciais leves em Curitiba, com detalhamento de resolução espacial e temporal, para emissões por exaustão, e diferentes condições de frota circulante. Além disso, tendo em vista as diretrizes voltadas à mobilidade sustentável, como a Política Nacional de Mobilidade Urbana, a pesquisa pretende avaliar o impacto de diferentes tecnologias e políticas públicas na redução das

emissões totais.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho é propor plataforma de avaliação de emissões veiculares, embasada no modelo de transportes 4 etapas e em dados de Pesquisa Origem/Destino (O/D), para avaliar cenários de políticas públicas de mobilidade urbana, utilizando como estudo de caso o município de Curitiba-PR.

1.1.1 Objetivos específicos

A partir do objetivo geral, se estabelece os seguintes objetivos específicos:

- i) Conceber esquema, baseado em programação em ambiente R, para acesso a dados públicos, manipulação de dados, e estimativa de emissões;
- ii) Estimar as emissões por exaustão de veículos leves de passageiros e comerciais leves, para os compostos monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), metano (CH₄) e hidrocarboneto do tipo não metano (NMHC), utilizando como estudo de caso o município de Curitiba;
- iii) Comparar as emissões estimadas utilizando o modelo de transportes 4 etapas proposto com as emissões geradas a partir do modelo de transportes adotado pela Prefeitura de Curitiba (Modelo VISUM);
- iv) Avaliar o desempenho da plataforma através de aplicações hipotéticas de políticas públicas em mobilidade urbana:
 - a) Uso de fatores de emissão que consideram maior efeito de degradação das emissões para frota mais antiga;
 - b) Emprego de condições variáveis de tráfego (fluxos e velocidade média) e frota (tipo de combustível e idade máxima).

1.2 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

O documento está organizado da seguinte forma:

- i) O Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica no âmbito do inventário de emissões, abordando as características do ambiente regulatório brasileiro, frota circulante no estado do Paraná, modelos atualmente empregados para inventário e métodos para ensaios de emissão veicular;

- ii) Dada a importância da ferramenta de inventário de emissões adotada, VEIN, o Capítulo 3 detalha as principais funções da ferramenta, os fatores de emissão considerados e o procedimento de cálculo das emissões;
- iii) O Capítulo 4 apresenta os métodos empregados para estimativa da quantidade de viagens, definição dos itinerários, fluxos horários de tráfego, bem como cenários de simulação adotados;
- iv) O Capítulo 5 apresenta os resultados do modelo de transportes proposto, bem como as emissões por exaustão de CO, NO_x, CO₂, CH₄ e NMHC. São mostrados os resultados das emissões considerando o uso de dois diferentes fatores de emissão, idades de frota circulante limitadas, o aumento de veículos na frota circulante (elétricos e à combustão interna);
- v) O Capítulo 6 discute os resultados do modelo de transportes, das emissões por exaustão, e as incertezas envolvidas nas estimativas;
- vi) O Capítulo 7 apresenta as principais conclusões do trabalho e as perguntas a serem respondidas em trabalhos futuros.

Visando facilitar a leitura do trabalho, as informações complementares e o detalhamento dos assuntos são tratados no Anexo e Apêndice. A Figura 1 ilustra o esquema do desenvolvimento da pesquisa.

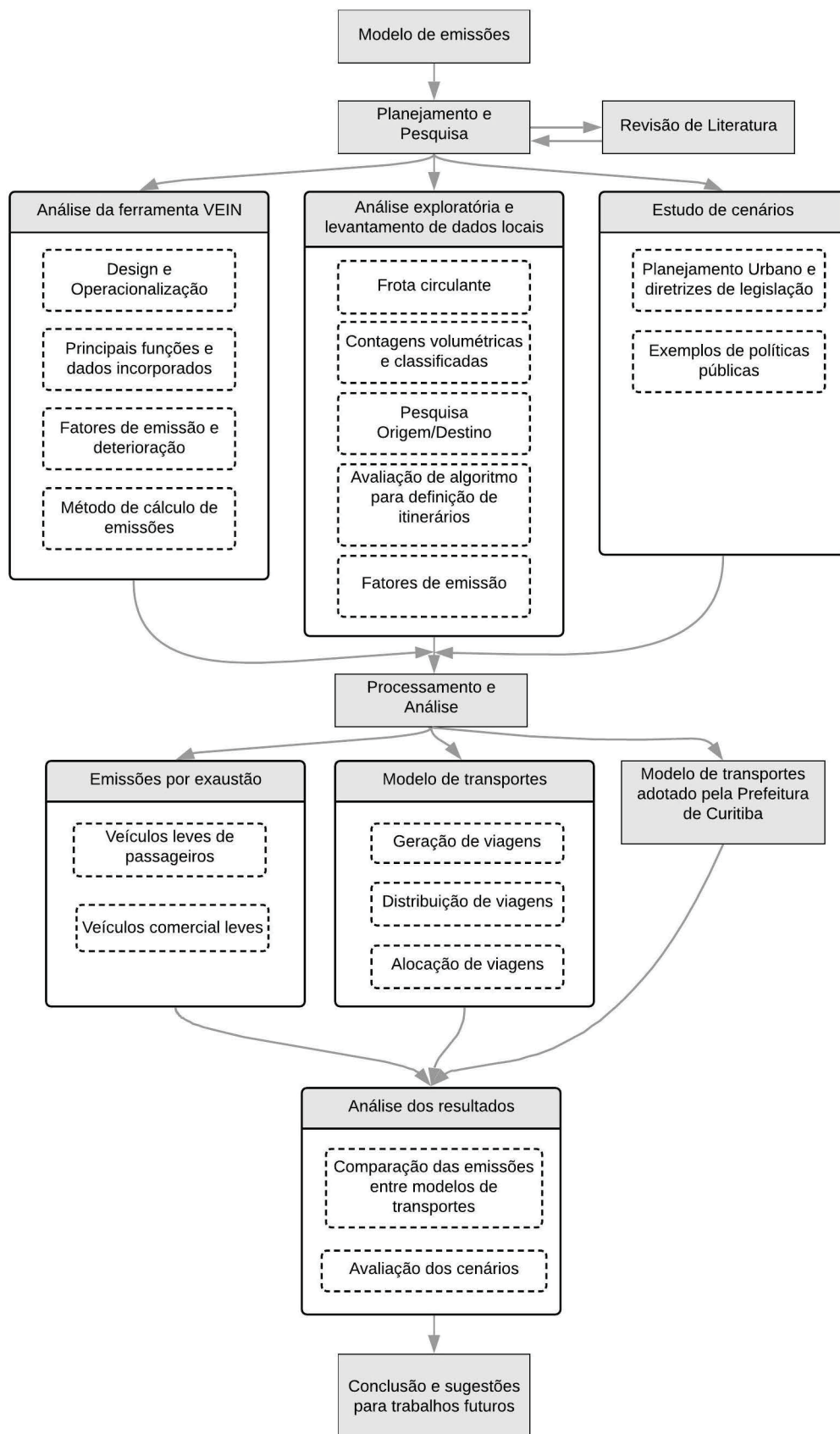


Figura 1: Esquema do desenvolvimento da pesquisa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Os temas abordados neste capítulo abrangem o contexto regulatório brasileiro para controle das emissões veiculares, o diagnóstico da frota circulante em Curitiba e no estado do Paraná, as principais ferramentas de inventário de emissão, os processos de formação da poluição e os métodos empregados para ensaios de emissão.

2.1 AMBIENTE REGULATÓRIO BRASILEIRO

O Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e o Programa de Controle de Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT) foram criados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente através de Resoluções que definiram diretrizes, prazos e padrões legais de emissão admissíveis. Em 1986 foi criado o PROCONVE e, em virtude do crescimento expressivo da frota de motociclos, foi criado o PROMOT em 2002 (BRASIL, 2002).

O controle pelo Programa ocorreu partir da classificação dos veículos pelo Peso Bruto Total — PBT, sendo definidas fases de implementação tipo “L” (para veículos leves), e tipo “P” (para veículos pesados). A Fase L-1 foi implementada a partir de 1988, e a primeira fase para veículos pesados, P-1, iniciou em 1990 (IBAMA, 2011). As fases são caracterizadas por adaptações tecnológicas e restrições nos limites de emissão, evoluindo para medidas mais restritivas nas etapas seguintes. O controle das emissões dos veículos leves, ciclomotors e pesados foram escalonados em seis, quatro e sete fases, respectivamente. O Apêndice C apresenta as principais características fases do PROCONVE e PROMOT.

A implantação dos programas resultou em ganhos ambientais (redução da emissão de poluentes), econômicos (economia de recursos da saúde pública)(ORTIZ; MOTTA, 2002) e promoveu modernização do setor industrial automotivo (IBAMA, 2011). A Figura 2 mostra a evolução dos limites de emissões para veículos leves de passageiros (automóveis), conforme as seis fases do PROCONVE.

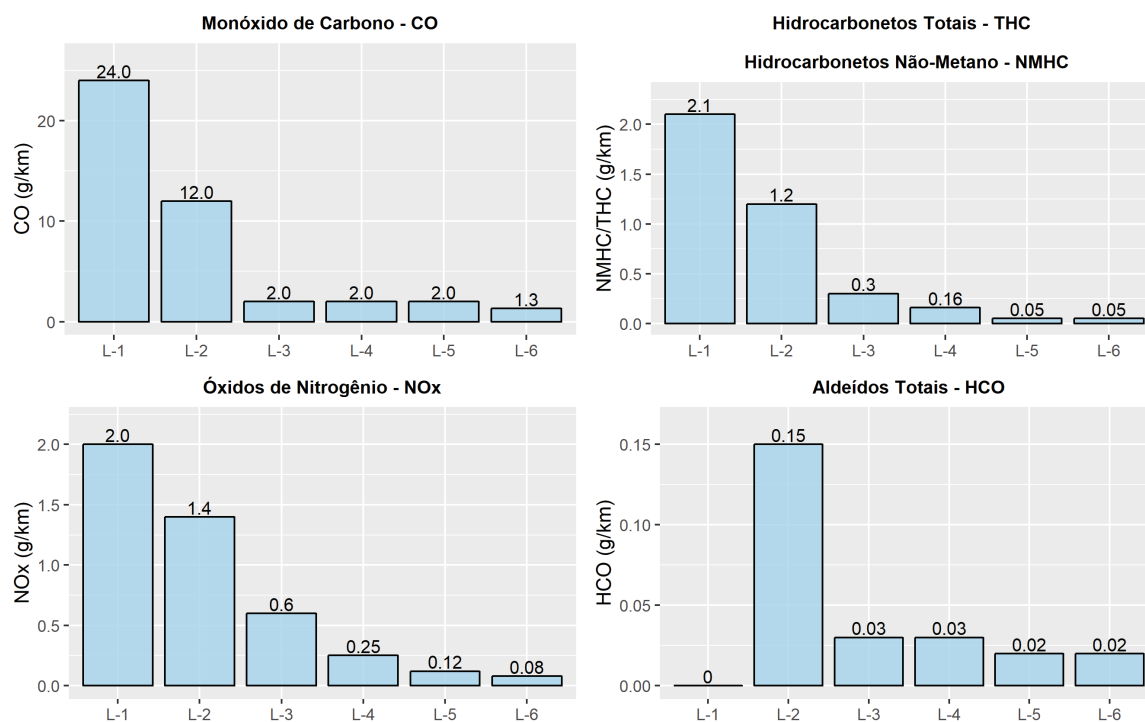


Figura 2: Evolução dos limites de emissões para veículos leves conforme fases do PRO-CONVE. A partir da fase L-4, os limites para o poluente THC foram substituídos por NMHC. Fonte: Adaptado de Daemme (2017).

2.2 DIAGNÓSTICO DA FROTA

A frota licenciada se caracteriza pelo conjunto de veículos presentes nos registros do órgão de trânsito, independente de estarem em circulação. É calculada a partir das vendas de veículos novos nos últimos 40 anos e submetida às curvas de sucateamento¹. Uma vez a base de dados do DENATRAN apresentam registros duplicados de veículos, registros sem baixa (retirada de veículos em virtude de acidentes com perda total, furtos sem recuperação, desmonte, abandono, espera-se que a frota circulante seja menor que a licenciada (CETESB, 2016).

A Figura 3 ilustra o histórico da frota licenciada de veículos em Curitiba. Observa-se um aumento da frota até o mês de janeiro de 2015, permanecendo aproximadamente constante até novembro de 2018. Nessa data, segundo DETRAN (2018), o número total de veículos era de 1, 412, 917.

¹ Função desenvolvida para estimar a parcela dos veículos que saíram de circulação (sucateamento) (CETESB, 2016).

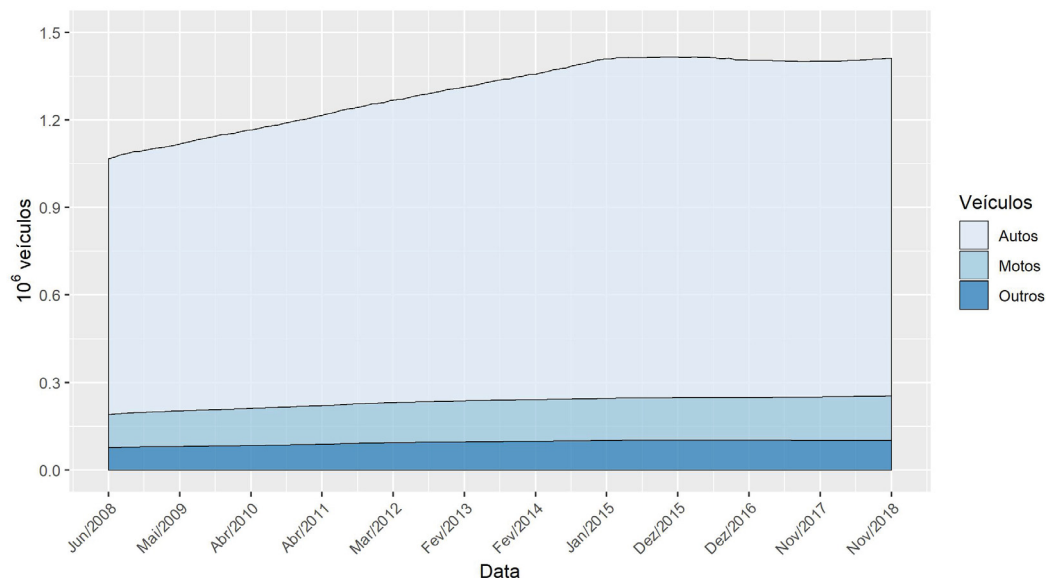


Figura 3: Evolução da frota licenciada em Curitiba, conforme a seguinte classificação: Autos — Automóvel, Caminhonete, Camioneta e Utilitário; Motos — Motocicleta e Motoneta; Outros — Caminhão, Caminhão Trator, Ciclomotor, Micro Ônibus, Motor Casa, Ônibus, Quadriciclo, Reboque, Semi-Reboque, *Side-Car*, Trator Esteira, Trator Rodas, Trator Misto e Triciclo. Fonte dos dados: [DETRAN \(2019\)](#).

A Figura 4 apresenta o histórico da frota circulante de veículos pesados em Curitiba e a Figura 5 representa o histórico de veículos no estado do Paraná conforme o tipo de combustível.

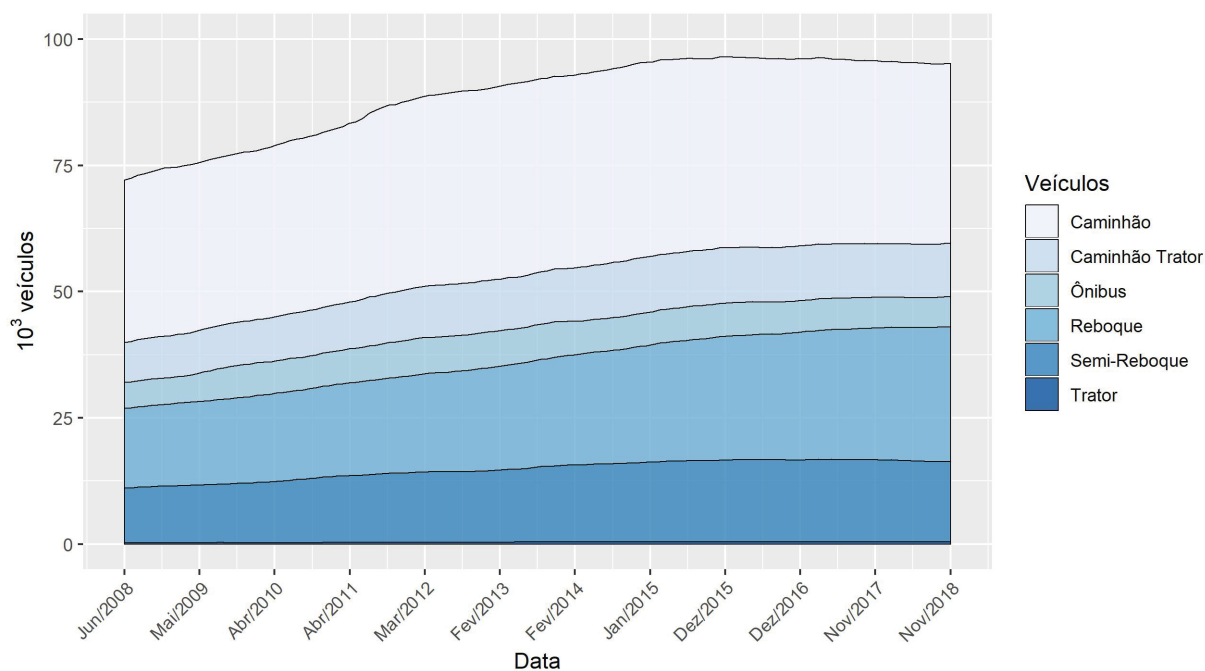


Figura 4: Evolução da frota de veículos pesados em Curitiba, conforme a seguinte classificação: Trator — Trator Esteira, Trator Rodas e Trator Misto. Fonte dos dados: [DETRAN \(2019\)](#).

Verifica-se um aumento expressivo de veículos tipo *flex* desde 2004. No último registro disponível, de 2017, os valores percentuais do uso de combustível foram 5.6, 34.5, 9.5, 46.2 e 4.2 % para o Álcool, Álcool/Gasolina, Diesel, Gasolina e “Outros”, respectivamente; Fonte dos dados: [DETRAN \(2019\)](#).

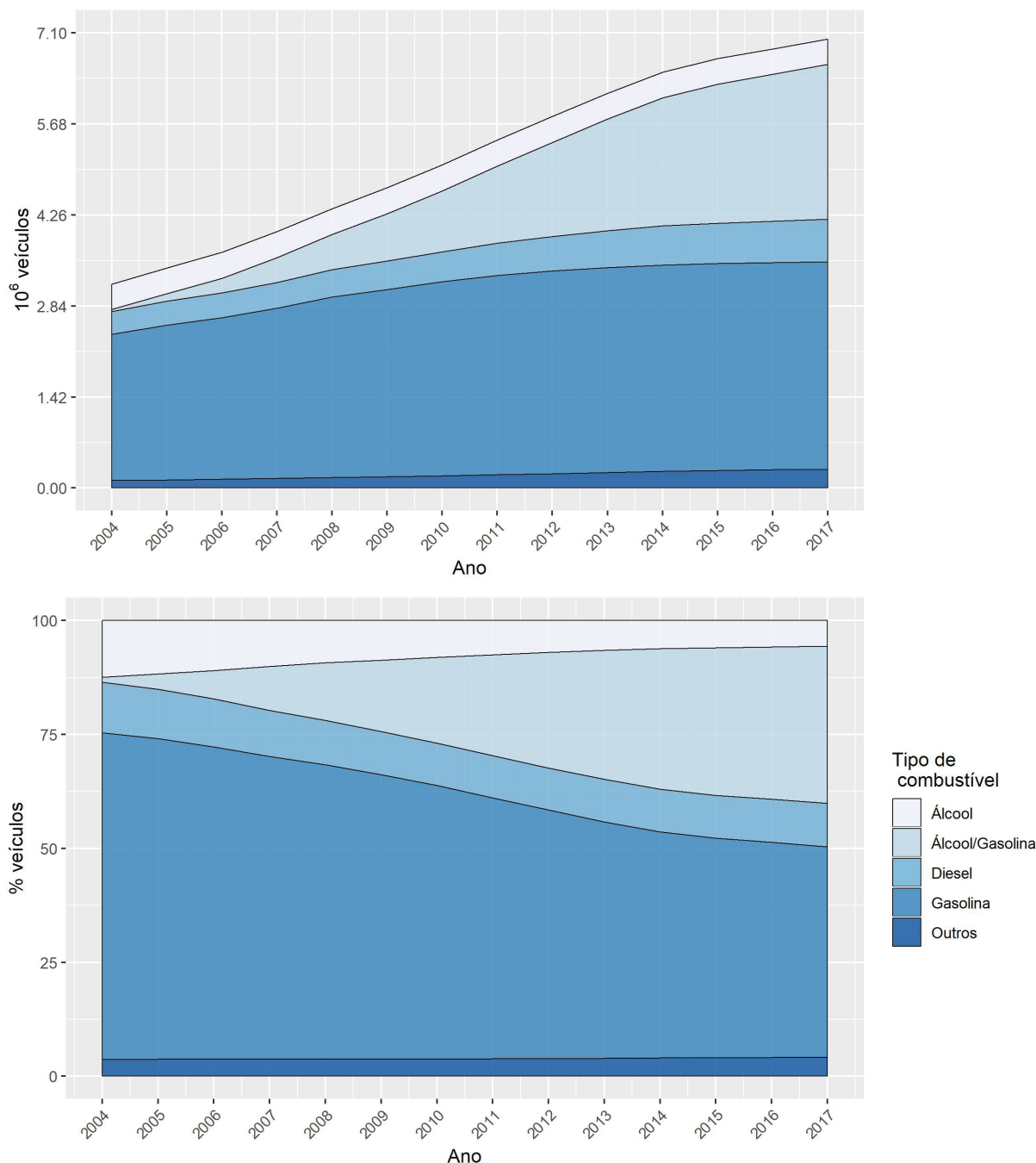


Figura 5: Histórico da quantidade absoluta e relativa de veículos por tipo de combustível no estado do Paraná, conforme a seguinte classificação para o item “Outros” — Álcool/Gás Natural Veicular, Diesel/Gás Natural Veicular, Elétrico/Fonte Externa, Elétrico/Fonte Interna, Gás Metano, Gás Natural Veicular, Gasogênio, Gasolina/Álcool/Gás Natural Veicular, Gasolina/Elétrico e Gasolina/Gás Natural Veicular. Fonte dos dados: [DETRAN \(2018\)](#).

A Figura 6 ilustra o histórico da idade da frota de veículos em Curitiba, sendo possível observar que, na média, a frota de 2017 é mais antiga que nos anos anteriores. O Anexo A apresenta os valores da frota licenciada por tipo de combustíveis no Estado do Paraná, assim como a idade da frota em Curitiba.

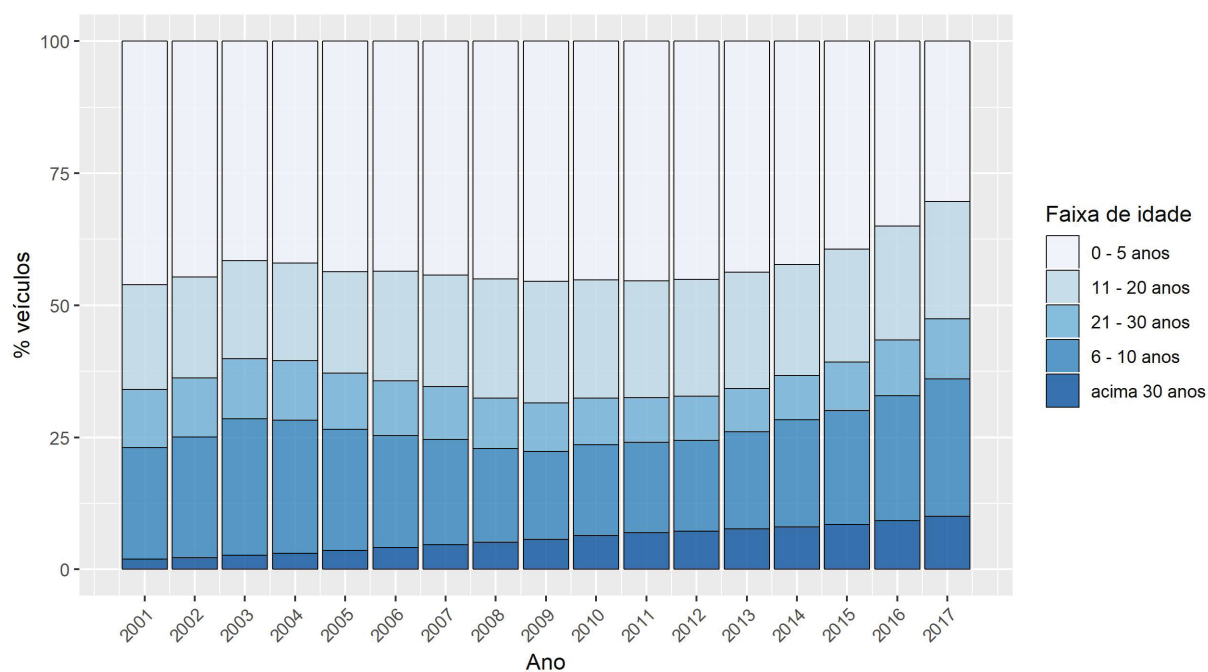


Figura 6: Evolução da idade da frota licenciada de veículos em Curitiba. Fonte dos dados: DETRAN (2018).

Os dados disponibilizados no estado do Paraná não detalham a idade da frota circulante de acordo com o tipo de combustível, para idade de frota superior a 13 anos. Para o caso do estado de São Paulo, a distribuição normalizada entre 0–1 é mostrada na Figura 7.

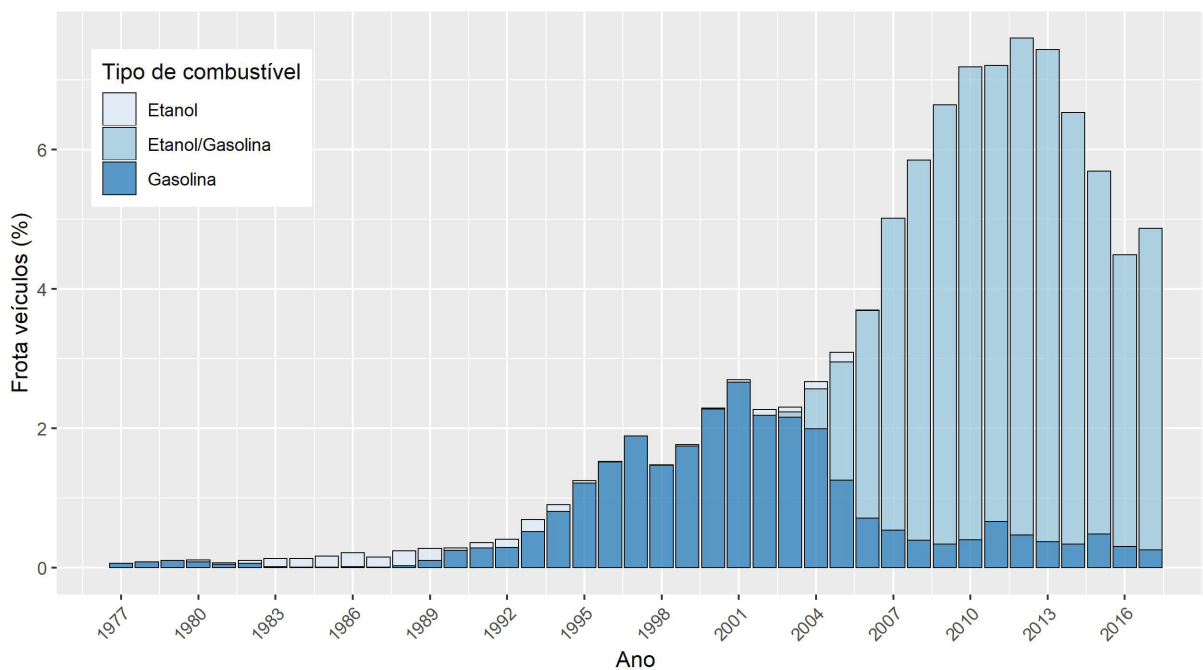


Figura 7: Percentual da frota de veículos leves conforme idade e tipo de combustível. Fonte dos dados: CETESB (2016).

Veículos leves de passageiros, segundo CETESB (2016), são veículos destinados ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, inclusive o condutor”. Já os veículos comerciais leves, são destinados ao transporte de pessoas ou carga, com peso bruto total de até 3856 kg. Os tamanhos de motor de veículos leves de passageiros são classificados em três faixas, sendo menores que 1000, entre 1000 e 2000, e maiores que 2000 cm^3 , conforme Figura 8.

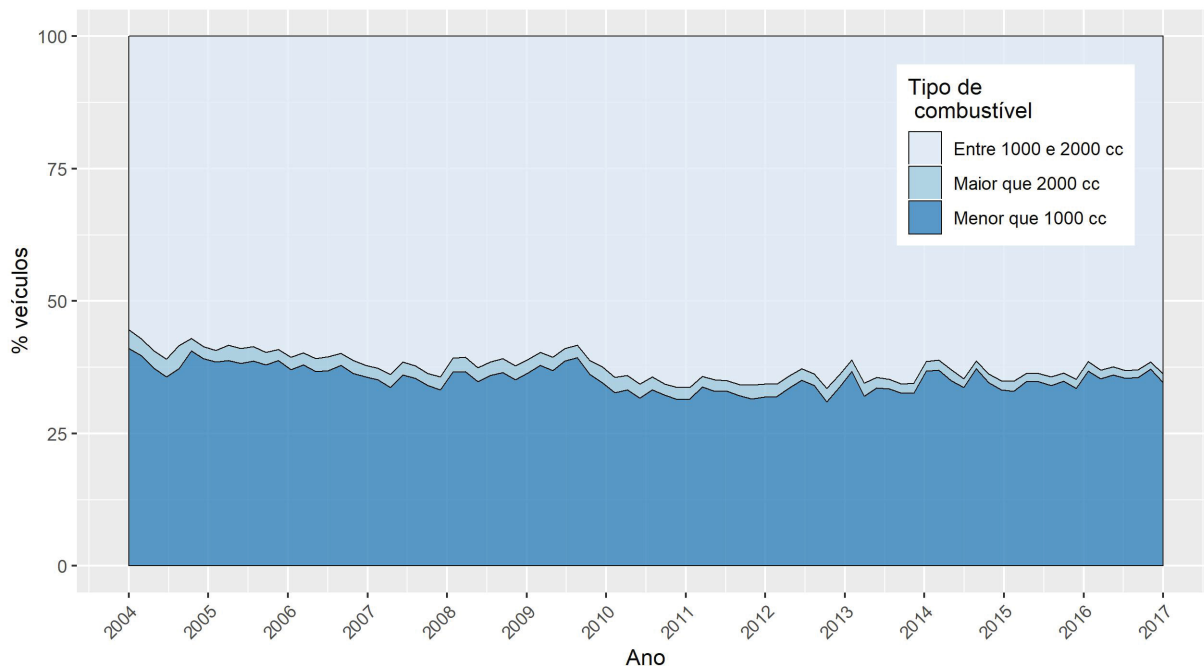


Figura 8: Proporção de venda de veículos comerciais leves conforme tamanho de motor. Fonte dos dados: ANFAVEA (2018).

Para o caso de motocicletas, a distribuição de frota por idade é apresentada na Figura 9.

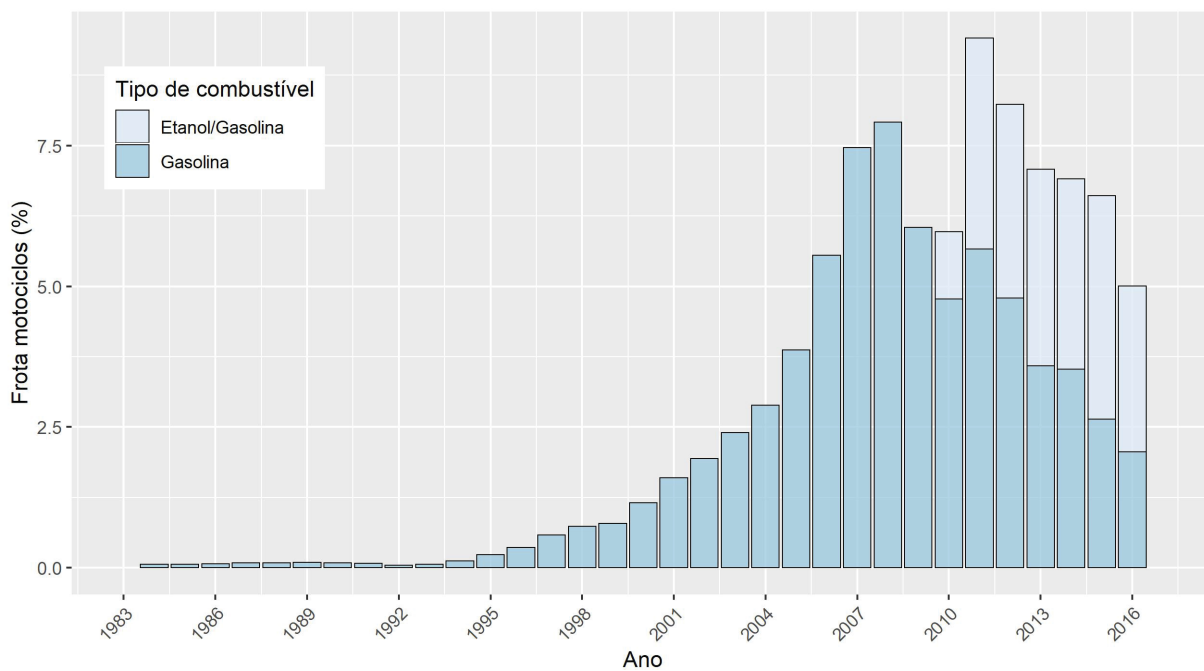


Figura 9: Percentual da frota de motocicletas conforme idade de frota e tipo de combustível. Fonte dos dados: CETESB (2016).

A Figura 10 ilustra a evolução de combustíveis para automóveis flex segundo dados

de Sena (2015). Para o ano de 2016 foi utilizada projeção de 70% de uso para gasolina e 30% etanol, valores aproximados da média dos dados dos últimos cinco anos.

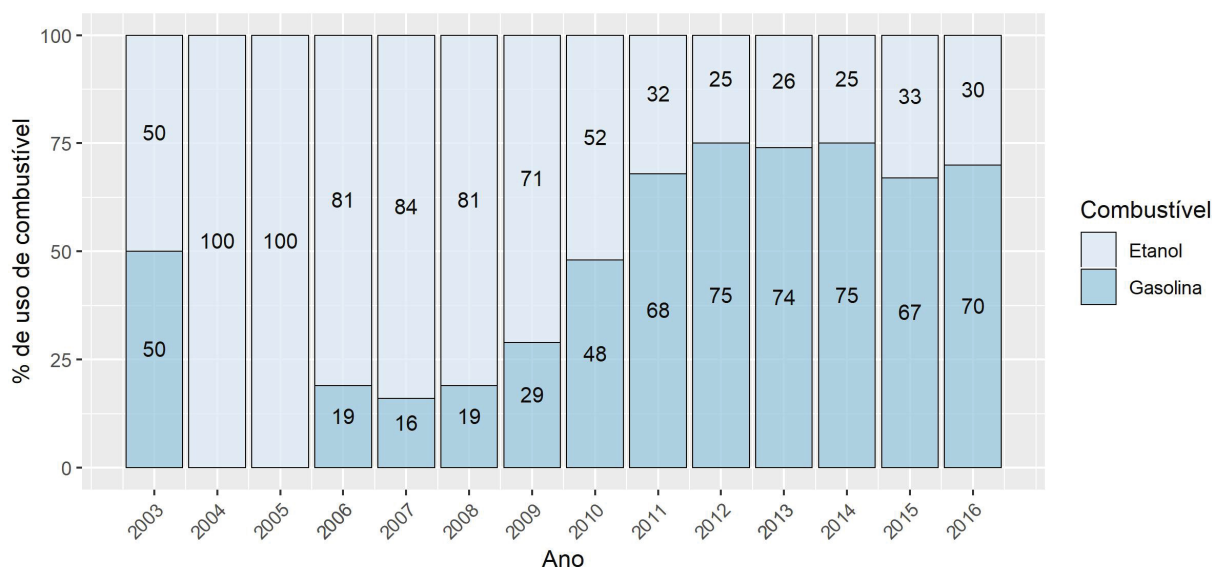


Figura 10: Percentual de uso da gasolina e etanol pela frota *flex*. Fonte dos dados: Sena (2015).

2.3 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

O inventário de emissões veiculares é uma compilação de toda massa de poluentes emitida em regiões e períodos de tempo pré-determinados, sendo uma importante ferramenta para determinar a atuação na mitigação e controle de poluentes. A expressão mais tradicional de cálculo é dada conforme

$$Emis = \sum_{Ação} Ação \cdot EF_{Ação,pol}, \quad (2.1)$$

na qual $Emis$ representa as emissões totais; $Ação$ o tipo de atividade; EF o fator de emissão, definido como a relação entre a intensidade da $Ação$ e as emissões para a tecnologia adotada durante o desenvolvimento da atividade (PULLES; HESLINGA, 2007).

No contexto de emissões veiculares, a abordagem *top-down* utiliza informações como o total de combustível consumido na região inventariada, composição da frota, para determinação das emissões, utilizando como premissa valores médios de emissão por quantidade de combustível queimado. A abordagem *Bottom-up* considera dados de tráfego (contagens e registro de velocidades), composição da frota, área de interesse e distância das vias para estimativa das emissões, utilizando fatores de emissão que são específicos para o ano e a classe do veículo, assim como combustível usado (ESPINOSA, 2017).

A verificação da consistência de um inventário *bottom-up* ocorre através da conciliação com o método *top-down*, sendo normalmente empregado estatísticas de venda

de combustível na área (PULLES; HESLINGA, 2007). Ou seja, o total de combustível consumido pelos veículos deve ser ajustado com os dados locais de venda de combustível.

Após as estimativas de forma independente pelas duas abordagens, as estimativas das atividades e emissões (expressas em termos de quilômetros anuais percorridos e fatores de emissão) são comparadas — visando verificar as eventuais discrepâncias (SAMARAS; NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014). O método de reconciliação resulta em uma re-estimativa dos parâmetros de cada abordagem. Após os ajustes, é calculado o consumo de combustível. Existem diversas ferramentas para estimar níveis de poluição veicular a partir de diferentes modos de transporte. As principais abordagens utilizadas estão listadas na Tabela 1. ICET (2015) e Barlow, Boulter e McCrae (2007) realizaram apresentação e discussão de diversos modelos com maior grau de detalhamento. Os modelos “instantâneos” de emissão requerem informações detalhadas do comportamento das emissões com frequência alta de registros (geralmente em torno de um segundo). Tal abordagem apresenta vantagens como: estimativa das emissões por qualquer perfil de veículo especificado pelo usuário e possibilidade de verificação de variabilidade temporal e espacial a partir de registros de condições instantâneas de rodagem. Modelos de emissão a partir de condições médias de rodagem não são adequados para verificação das emissões totais pontuais (por exemplo, em uma esquina ou cruzamento semaforizado), uma vez que estimam a velocidade média do trecho percorrido. Além disso, estudos mostraram diferenças significativas nas emissões devido à flutuações de velocidade (HAAN; KELLER, 2000). Comparações entre os resultados de modelos “instantâneos” podem ser verificadas em detalhes em Barlow, Boulter e McCrae (2007), para diferentes veículos e poluentes.

O modelo COPERT é atualmente integrado à metodologia EMEP/EEA para estimativa de emissões veiculares (NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2009), sendo o mais utilizado em países europeus para compilação de inventários (BORGE et al., 2012).

2.4 FORMAÇÃO DAS EMISSÕES VEICULARES

As principais emissões de poluentes advindas de veículos a combustão interna usando gasolina incluem monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos, material particulado, gases de efeito estufa e outros poluentes tóxicos.

As emissões advindas de motores à combustão interna podem ser reduzidas com mudanças no design do motor, condições de combustão e uso de catalisadores. Tais medidas envolvem um balanço entre complexidade do motor, economia de combustível, potência e emissões (FAIZ; WEAVER; WALSH, 1996). Algumas variáveis que afetam as emissões são a relação ar/combustível, tempo de ignição, turbulência na câmara de combustão, e recirculação de gases de exaustão.

A relação ar/combustível tem um importante efeito na potência, eficiência do

Tabela 1: Principais modelos de emissões veiculares.

Sigla	Modelo	Escopo
HBFRA	The Handbook of Emission Factors for Road Transport	Modelo baseado em 256 diferentes condições de tráfego, através de quatro principais parâmetros: área (rural, urbana), tipo de via, limite regulamentado de velocidade e nível de serviço da via. Fatores de emissão de cinco países europeus são incorporados (ERMES, 2017; BERGE et al., 2012).
COPERT	COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport	Modelo de emissão por velocidade média, desenvolvido pela Agência Ambiental Europeia. Voltado para estimar as emissões horárias e diárias, podendo ser empregado para micro inventários (trecho de via, escala regional e municipal) (ICET, 2015).
NAEI	UK National Atmospheric Emissions Inventory	Composta pelo Inventário de Gases de Efeito Estufa e de Qualidade do Ar. São incluídas abordagens em âmbito nacional e global para emissões em diferentes setores, incluindo setor de transportes (NAEI, 2014).
PHEM	Passenger Car and Heavy Duty Emission Model	Modelo comercial, que inclui informações detalhadas no veículo e condições de circulação. Utilizado para estimativa de FE para veículos de passageiro, leves de passeio, e pesados. Além disso, aplicado para a estimativa de FE para condições especiais de motor e rodagem, ou mesmo para leitura de modelos de microsimulação (VISSIM, Aimsun) (REXEIS; HAUSBERGER, 2016).
VERSIT	VERSIT+	Modelo estatístico de emissões para cálculo de NO _x , MP ₁₀ (exaustão e não-exaustão) e CO ₂ . Comumente empregado em inventários para escalas espaciais e temporais pequenas (ROBIN; SIMON, 2011).
TREMOD	Transport Emission Model	Resultante de projeto desenvolvido e implementado na Alemanha. O modelo inclui GEE, poluentes troposféricos, e gasto energético, para veículos terrestres, marítimos e aéreos (WOLFRAM, 2016).
MOVES	MOtor Vehicle Emission Simulator	Utilizado para estimar fatores de emissão para veículos terrestres como outros equipamentos. Última versão de 2014 (EPA, 2014).
IVE	International Vehicular Emissions Model	Desenvolvido pela EPA, voltado para emissões veiculares em países em desenvolvimento (ISSRC, 2014).
CMEM	Comprehensive Modal Emission Model	Modelo voltado à verificação de benefícios de projetos locais (como implementação de corredores de transporte coletivo, sincronização de semáforos, etc). Custo de US\$20 (CERT, 2014).
NEMO	Network Emission Model	Baseado nos dados de HBFRT. Emissões são parametrizadas conforme características e comportamento do motor.
TREFIC	TRaffic Emission Factor Improved Calculator	Baseado no método COPERT para estimativa de emissões, adaptado para gerar entradas para modelos de dispersão atmosférica.
VeTESS	VEHicle Transient Emissions Simulation Software	Modelo considera um veículo e um percurso, por simulação, não sendo adaptado para ampla geração de fatores de emissão (e emissões totais). Foi desenvolvido para estimar as emissões dinâmicas, relacionada com mudanças de equipamentos nos veículos ou limites máximos regulamentados de velocidade.

motor e nas emissões de exaustão. A mistura que tem exatamente o ar necessário para

queimar o combustível, sem sobra de ar ou combustível, é denominada estequiométrica, e tem a razão ar/combustível normalizada λ de 1.0². Misturas com mais ar que combustível são denominadas pobres, com λ 's maiores que 1.0; aquelas com mais combustível que ar são ricas, com λ 's menores que 1.0 (RECH, 2002).

Para veículos pesados, as principais emissões são material particulado (MP), óxidos de nitrogênio e hidrocarbonetos. Emissões de outros poluentes para motores à diesel são geralmente menores comparados com motores a gasolina.

O monóxido de carbono é formado por combustão em condição de mistura rica de ar/combustível (λ menor que 1.0). Nessa condição, não há oxigênio suficiente para converter todo o carbono em dióxido de carbono. Uma pequena fração é também emitida devido à efeitos químicos cinéticos. O controle das emissões se dá ajustando a relação ar/combustível que entra no cilindro.

Os dois principais tipos de óxidos de nitrogênio emitidos são os óxidos nítricos (NO) e dióxidos de nitrogênio (NO₂). Parte significativa (90%) do total de NO_x é composto por NO. O gás é formado a partir de nitrogênio e oxigênio livre em condições de alta temperatura no início do processo de combustão — quando o pistão se encontra perto do topo de seu curso (Ponto Morto Superior) e as temperaturas são mais altas. As emissões são controladas reduzindo a temperatura de ignição e o tempo em que o gases de queima se mantêm em altas temperaturas (KOEDEL; ELSENER; MADIA, 2001).

As emissões de hidrocarbonetos são resultantes de elementos da mistura ar/combustível que não completaram o processo de queima no momento em que a válvula de exaustão abre, sendo combustíveis não queimados e produtos da combustão parcial, como etileno e formaldeído. Para o caso de motocicletas, as emissões são normalmente superiores devido à combustão incompleta e problemas na

As emissões de material particulado (MP) ocorrem devido à óleos lubrificantes não queimados, aditivos e acúmulo de impurezas (SETTEN et al., 2001). Apesar das emissões de MP por veículos leves serem menores que as emitidas por veículos a diesel, as emissões por veículos leves podem ser altas em casos de manutenção inadequada ou desgaste do motor.

Poluentes tóxicos emitidos por veículos leves do Ciclo Otto envolvem benzeno, 1,3 butadieno e aldeídos. Segundo Faiz, Weaver e Walsh (1996), o benzeno é resultante da queima incompleta de combustível e desalquilação (transferência de um grupo alquila de uma molécula para outra) de outros compostos aromáticos. Para combustíveis contendo etanol, como o caso brasileiro, as primeiras reações de oxidação geram o formaldeído e acetaldeído, sendo poluentes que podem causar efeitos mutagênicos e carcinogênicos (LINDAHL, 1992).

² O valor numérico da razão estequiométrica de ar/combustível para gasolina é 14.1 : 1, correspondendo a λ de 1.0.

A implantação de catalisadores tem foco na redução das emissões regulamentadas (DAEMME, 2017). Contudo, devido à reações no processo de catálise, poluentes não-regulamentados podem ser gerados, como a amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O) — gerados a partir redução de NO_x (TADANO et al., 2014).

2.5 ENSAIOS DE EMISSÃO VEICULAR

As emissões são dependentes de diversos parâmetros, tanto relacionados ao veículo (modelo, tamanho, combustível, rodagem acumulada) como à condições operacionais (velocidade, aceleração, tipos de equipamentos instalados, inclinação na via e temperatura ambiente) (ZACHARIADIS; NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2001; BARLOW; BOULTER; MCCRAE, 2007; DEMIR; BEKTAS; LAPORTE, 2011; CANCELLI; DIAS, 2015). Na modelagem de emissões veiculares, devem ser considerados os diversos fatores que influenciam nas emissões, embora o detalhamento das informações dependa do tipo de modelo adotado.

Os fatores de emissão são determinados através de ensaios de emissão veicular, que objetivam reproduzir as condições de uso de motores e veículos em uma situação padronizada, afim de certificar suas emissões, performance ou características específicas em estudo (DAEMME, 2017). Os principais grupos de ensaios são por dinamômetro de chassi, ensaios de emissão evaporativa e de motor em bancada dinamométrica.

O dinamômetro de chassi é empregado para testes em veículos já em sua configuração motor/transmissão, na qual as rodas propulsoras são colocadas sobre uma dinamômetro de rolos que impõe uma resistência à rodagem. No ensaio, o veículo é conduzido à uma ciclo de velocidade em função do tempo, em que as emissões são coletadas usando um amostrador de volume constante — AVC (FRANCO et al., 2013).

O método para os ensaios de emissões é definido pela NBR 6601, que se baseia no Procedimento Federal de Testes — FTP-75 (*Federal Teste Procedure*). O ensaio é caracterizado por três fases, sendo simulado um trajeto padronizado sobre um dinamômetro de chassi. Durante o ensaio, o veículo fica com suas rodas propulsoras apoiadas sobre o dinamômetro. A distância total do ciclo é de aproximadamente 18 quilômetros, com duração de 1876 segundos, excluindo-se o tempo de parada. Para veículos leves, a velocidade média desenvolvida durante o ensaio é $34.12 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ (BARLOW; BOULTER; MCCRAE, 2007).

As emissões fugitivas de hidrocarbonetos advindas do sistema de armazenamento de combustível (tanque, sistema de injeção e tubos) são determinadas através dos ensaios de emissões evaporativas (MELLIOS; NTZIACHRISTOS, 2016). As medidas das emissões evaporadas são avaliadas em uma câmara selada (*Sealed Housing Evaporative Determination* — SHED), onde o veículo é inserido, através de dois tipos de testes: emissão diurna

e de veículo a quente. Na emissão diurna, o veículo estacionado recebe calor por uma hora, com um tanque abastecido em 40% de sua capacidade, em uma faixa de temperatura de 16–29 °C. Nas emissões a quente, o veículo é estacionado durante uma hora na câmara SHED, imediatamente após a realização do percurso do ensaio de emissões em dinamômetro (FAIZ; WEAVER; WALSH, 1996).

Visando simplificar e reduzir os custos de estruturas destinadas a realização dos testes, os ensaios de emissões de escapamento em veículos pesados são realizados em dinamômetros de bancada, em que apenas o motor é testado (FAIZ; WEAVER; WALSH, 1996).

Os modelos de fatores de emissão levam em consideração diversos veículos da mesma categoria, apresentando assim estimativas robustas dos valores médios. No entanto, existe grande variabilidade de emissões de veículos individuais, especialmente se levado em consideração fatores como perfil de direção, situações variáveis de tráfego e condições topográficas (FRANCO et al., 2013).

A CETESB é o órgão credenciado para homologar e acompanhar o PROCONVE e PROMOT, detendo informações das homologações, ensaios de conformidade de produção e da comprovação de atendimento das emissões de durabilidade (IBAMA, 2011).

Atualmente, os limites máximos estabelecidos para os veículos automotores leves devem ser garantidos pelo fabricante, pelo menos durante 80.000 quilômetros ou cinco anos de uso, aquele que ocorrer primeiro (IBAMA, 2011). Para veículos pesados, o limite é de 160.000 km rodados ou cinco anos de uso. No entanto, esse procedimento é realizado sob a manutenção e cuidados recomendadas pelo fabricante, sendo diferentes do uso real por usuários comuns (DAEMME, 2017).

3 INVENTÁRIO DE EMISSÃO VEICULAR — VEIN

O presente capítulo aborda os principais aspectos da ferramenta VEIN para inventário de emissões veiculares. São apresentadas as funções internas mais importantes da ferramenta no âmbito do presente trabalho. Ainda, são mostrados os fatores de emissão e as formulações empregadas para estimativa das emissões nas formas de exaustão, partida a frio, evaporação e ressuspensão.

A ferramenta VEIN foi construída através do software de domínio público e linguagem de programação R, através do pacote VEIN — disponível em [Espinosa e Schuch \(2019\)](#). Todas as funções do pacote são de fonte aberta, facilitando o entendimento das equações empregadas, bem como permitindo contribuições dos usuários e melhorias.

O objetivo da ferramenta é produzir inventário de emissões veiculares com alta resolução espacial e temporal para diferentes aplicações, seguindo a abordagem *bottom-up*. O modelo permite a classificação de veículos em várias categorias, com diferentes opções de fatores de emissões e poluentes específicos, além da possibilidade de inserção de dados de simulação de tráfego ou outras fontes de fatores de emissão ([ESPINOSA et al., 2017](#)).

3.1 PRINCIPAIS FUNÇÕES

3.1.1 Fator temporal de tráfego

Em uma primeira etapa, VEIN organiza os dados conforme composição veicular. Os dados de tráfego são representados em escala horária para cada via. O volume de veículos por via i , tipo de veículo j e tempo de uso k , $F_{i,j,k}^*$, é dado por

$$F_{i,j,k}^* = Q_i \cdot VC_{i,j} \cdot Age_{j,k}, \quad (3.1)$$

onde Q_i é o volume de tráfego no link da via i [$\text{veh} \cdot \text{h}^{-1}$]; $VC_{i,j}$ é a fração de veículos variando de acordo com seu tipo j no link de via i [-]; $Age_{j,k}$ é a distribuição de idade por tipo de veículo j e tempo de uso k [-]. A variável VC corresponde ao total do fluxo veicular para identificar as frações que variam de acordo com o tipo de combustível, tamanho do motor e peso bruto. Por exemplo, se Q se refere a veículos leves e é sabido que 5% de Q são automóveis com motor de potência inferior a 1400 cc, VC então é 0.05.

Para obter o fluxo veicular ao longo das horas do dia, os dados de tráfego devem ser extrapolados temporalmente, conforme

$$F_{i,j,k,l} = F_{i,j,k}^* \cdot TF_{j,l}, \quad (3.2)$$

na qual $F_{i,j,k}^*$ é o volume de veículos por via i , tipo de veículo j , tempo de uso k e hora l ; e $TF_{j,l}$ é o fator temporal que varia de acordo com a hora l e o tipo de veículo j [-].

3.1.2 Velocidade de tráfego

A velocidade média dos veículos é um importante parâmetro a ser determinado para cada link de via i e hora da semana l . Toda formulação da função volume-*delay* (VDF) parte do princípio básico da teoria de fluxo de tráfego, que considera que a velocidade decresce com o aumento do fluxo, ou, equivalente, com o aumento da taxa de saturação. A abordagem utilizada pela ferramenta VEIN, formulada por [BUREAU OF PUBLIC ROADS \(1964\)](#), tem sido amplamente adotada por guias norte-americanos em práticas de planejamento em transportes. A relação é dada por

$$T_{i,l} = T_{O_i} \cdot \left(1 + \alpha \cdot \left(\frac{Q_{i,l}}{C_i} \right)^\beta \right), \quad (3.3)$$

na qual $T_{i,l}$ é o tempo de percurso no link de via i para cada hora l [s]; T_{O_i} é o tempo de percurso no horário de condução livre onde a velocidade é máxima [s]; $Q_{i,l}$ é o volume de tráfego por via i e hora da semana l [veh/h]; C_i é a capacidade de veículos, ou máximo fluxo horário, no link da via i [veh/h]; e α e β são parâmetros de ajuste, sendo 0.15 e 4 valores padrão, respectivamente. A Equação (3.3) pode ser expressa em termos da velocidade livre V_{0_i} e a velocidade de circulação na hora l , $V_{i,l}$, conforme

$$V_{i,l} = \frac{V_{0_i}}{\left(1 + \alpha \cdot \left(\frac{Q_{i,l}}{C_i} \right)^\beta \right)}. \quad (3.4)$$

A Figura 11 mostra a relação entre as variáveis fluxo [veh/h], densidade [veh/km] e velocidade [km/h].

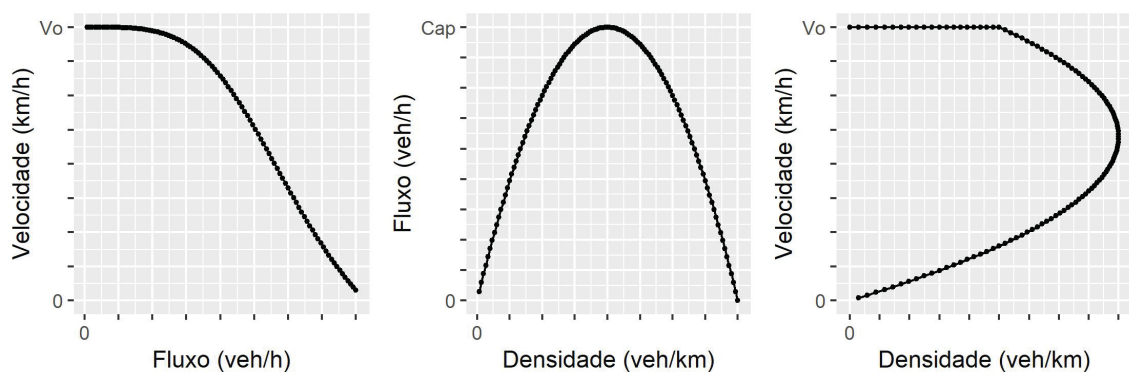


Figura 11: Relação entre as variáveis velocidade, fluxo e densidade, sendo Cap a capacidade e V_0 a velocidade livre.

3.1.3 Milhagem da frota brasileira

As milhagem média anual é estimada através das curvas de intensidade de uso, expressa em $\text{km} \cdot \text{ano}^{-1}$, da frota da cidade de São Paulo, dados levantados através do Programa de Inspeção e Manutenção da Cidade de São Paulo, em 2010 e 2011 (BRUNI; BALES, 2013). As quantidades de veículos pesquisados foram: 1.670.802 automóveis e derivados, 39.175 utilitários do ciclo Otto, 33.375 veículos diesel e 121.367 motocicletas e similares. Foram definidas equações de regressão para os 13 tipos de veículos listados na Tabela 2. As equações são apresentadas no Anexo B e mostradas na Figura 12.

Tabela 2: Descrição das curvas de intensidade incorporadas no Modelo VEIN. Fonte dos dados: BRUNI e BALES (2013)

Sigla	Descrição
PC_E25	Veículo de passageiros utilizando gasolina com 25% de etanol
PC_E100	Veículos de passageiros utilizando 100% etanol
PC_FLEX	Veículos de passageiros com motor Flex
LCV_E25	Veículos Leves Comerciais utilizando gasolina com 25% de etanol
LCV_FLEX	Veículos Leves Comerciais com motor Flex
PC_B5	Veículo de passageiros utilizando diesel com 5% de biodiesel
TRUCKS_B5	Caminhões a Diesel com 5% de biodiesel
BUS_B5	Diesel com 5% de biodiesel
LCV_B5	Veículos Comerciais Leves utilizando diesel com 5% de biodiesel
SBUS_B5	Ônibus pequeno utilizando diesel com 5% de biodiesel
ATRUCKS_B5	Caminhões articulados utilizando diesel com 5% de biodiesel
MOTO_E25	Motocicletas utilizando gasolina com 25% etanol
LDV_GNV	Veículos leves (Light Duty Vehicles) utilizando Gás Natural

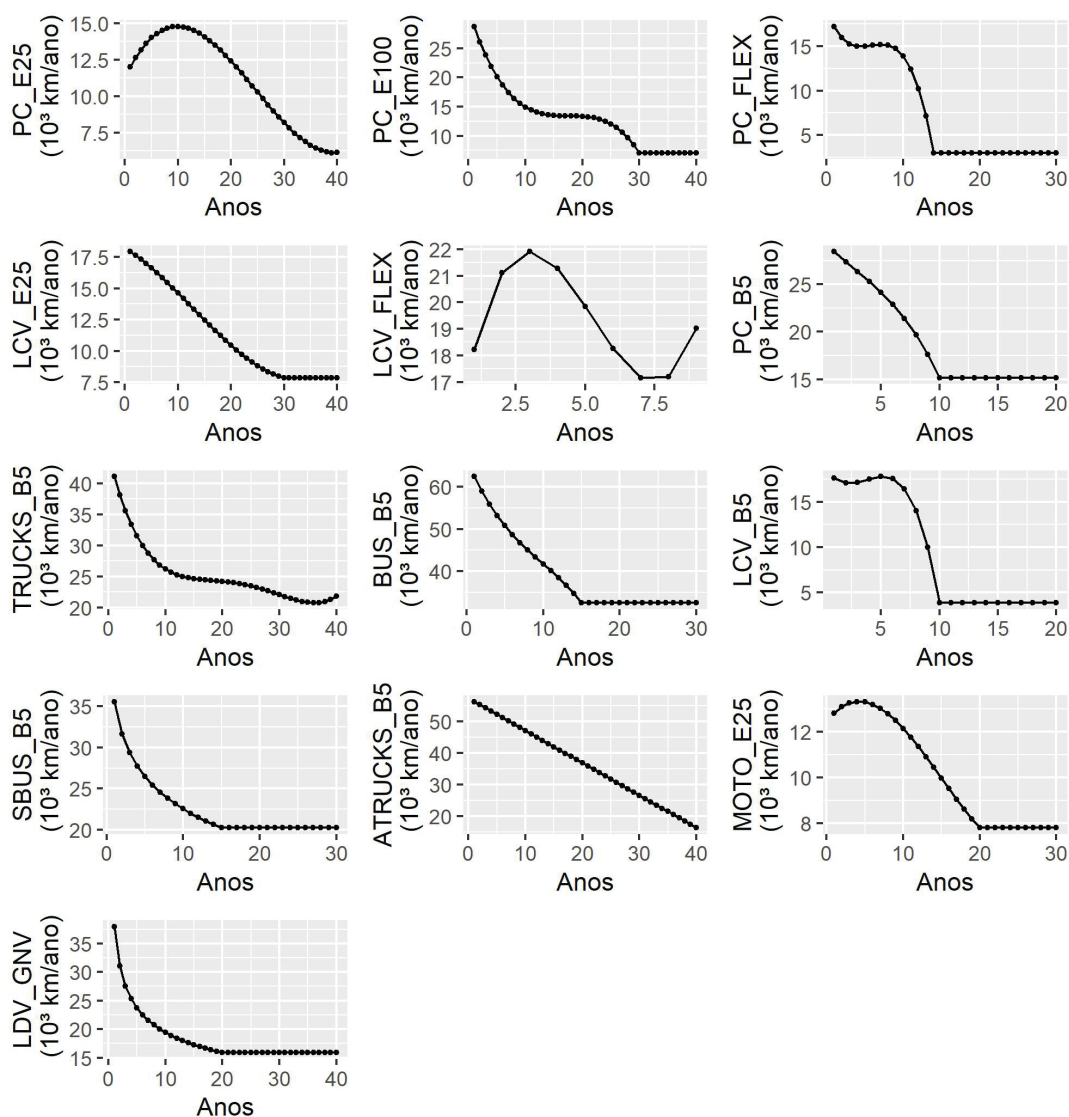


Figura 12: Representação das curvas de intensidade de uso incorporados no modelo VEIN. Fonte dos dados: BRUNI e BALES (2013).

3.2 FATORES DE EMISSÃO

A ferramenta incorpora fatores de emissão por exaustão, partida a frio, deterioração, evaporativas e por ressuspensão. Atualmente, os limites brasileiros de emissões se encontram nas fases L-6 do PROCONVE e M-4 do PROMOT, para veículos leves de passageiros e motocicletas, respectivamente. Os padrões EURO e nacionais de veículos leves e motocicletas são relacionados na Tabela 3. Na Europa, já estão implementados os padrões EURO 6, para veículos leves, e o EURO 4, para motocicletas.

Tabela 3: Equivalência de padrões EURO e PROCONVE/-PROMOT.

Veículo	Padrão Nacional	Padrão Europeu	Ano PROCONVE/ PROMOT
Leve	L - 1	Pré Euro	1988 - 1991
	L - 2	Euro 1	1992 - 1996
	L - 3	Euro 2	1997 - 2004
	L - 4	Euro 3	2005 - 2008
	L - 5	Euro 4	2009 - 2013
	L - 6	Euro 5	2014 - Atual
Motocicleta	M - 1	Euro 1	2003 - 2005
	M - 2	Euro 2	2006 - 2008
	M - 3	Euro 3	2009 - 2013
	M - 4	Euro 4	2014 - Atual

Fonte: Adaptado de [Transportation Policy \(2018\)](#)

3.2.1 Fatores de emissão locais

Os fatores de emissão locais incorporados pelo VEIN são provenientes da CETESB, abrangendo automóveis e comerciais leves, comerciais leves a Diesel, motocicletas, ônibus urbanos, ônibus rodoviários, caminhões leves, médios e pesados. A Figura 13 mostra os fatores de emissão de diferentes gases para automóveis usando gasolina (A), álcool (B), flex-gasolina (C) e flex-álcool (D).

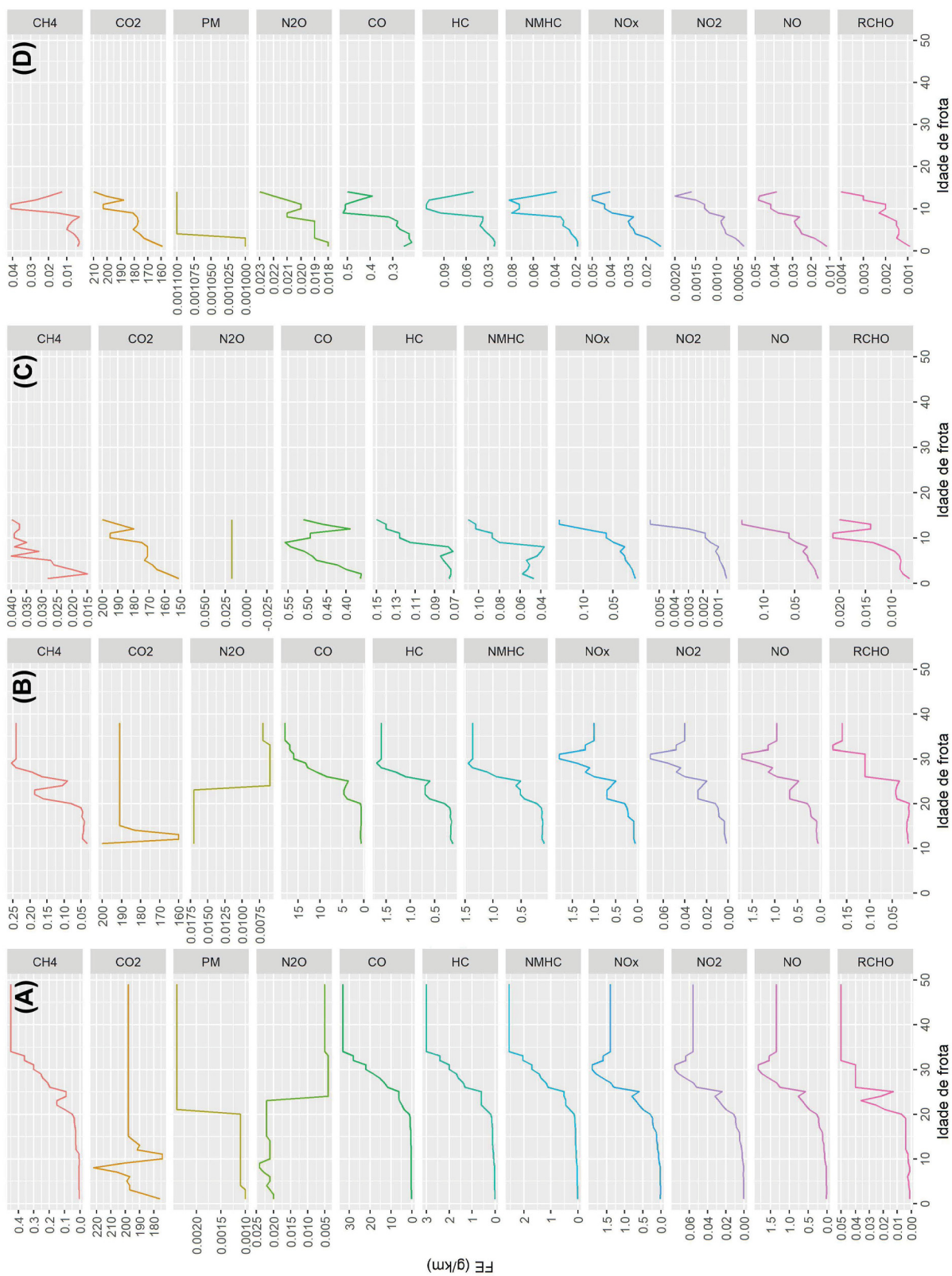


Figura 13: Fatores de emissão segundo a CETESB para automóveis usando gasolina (coluna A), álcool (coluna B), flex-gasolina (coluna C) e flex-álcool (coluna D).

3.2.2 Função de variação pela velocidade

Os fatores de emissão dependentes da velocidade são obtidos através dos manuais da Agência Ambiental Europeia — EMEP/EEA (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2016), que adotaram o modelo COPERT. A partir de ciclo de ensaio com diversos veículos em dinamômetro de chassi, para diferentes perfis de velocidade, foi relacionado o nível de emissão médio (em g/km) com a velocidade média de circulação.

As funções do modelo COPERT foram derivadas de diversos estudos conduzidos no Laboratório de Termodinâmica Aplicada da Universidade de Aristotle (Grécia) e outras instituições europeias (SAMARAS; NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014).

Os valores de $EF(V)$ diferem por combustível, tipo de veículo, tamanho de motor e idade de frota. Os poluentes incluídos são CO, COV, NOx e MP. A expressão geral do fator de emissão $EF(V)$ depende dos parâmetros α , β , γ , Δ , ϵ , ζ , η e do fator de redução $RF[\%]$, conforme

$$EF(V) = \frac{\left(\alpha V^2 + \beta V + \gamma + \frac{\Delta}{V}\right) \cdot (1 - RF)}{(\epsilon V^2 + \zeta V + \eta)}. \quad (3.5)$$

A Figura 14 exemplifica o comportamento do fator de emissão para CO conforme a velocidade, para diferentes padrões EURO de automóvel a gasolina e tamanho de motor ≤ 1400 cc.

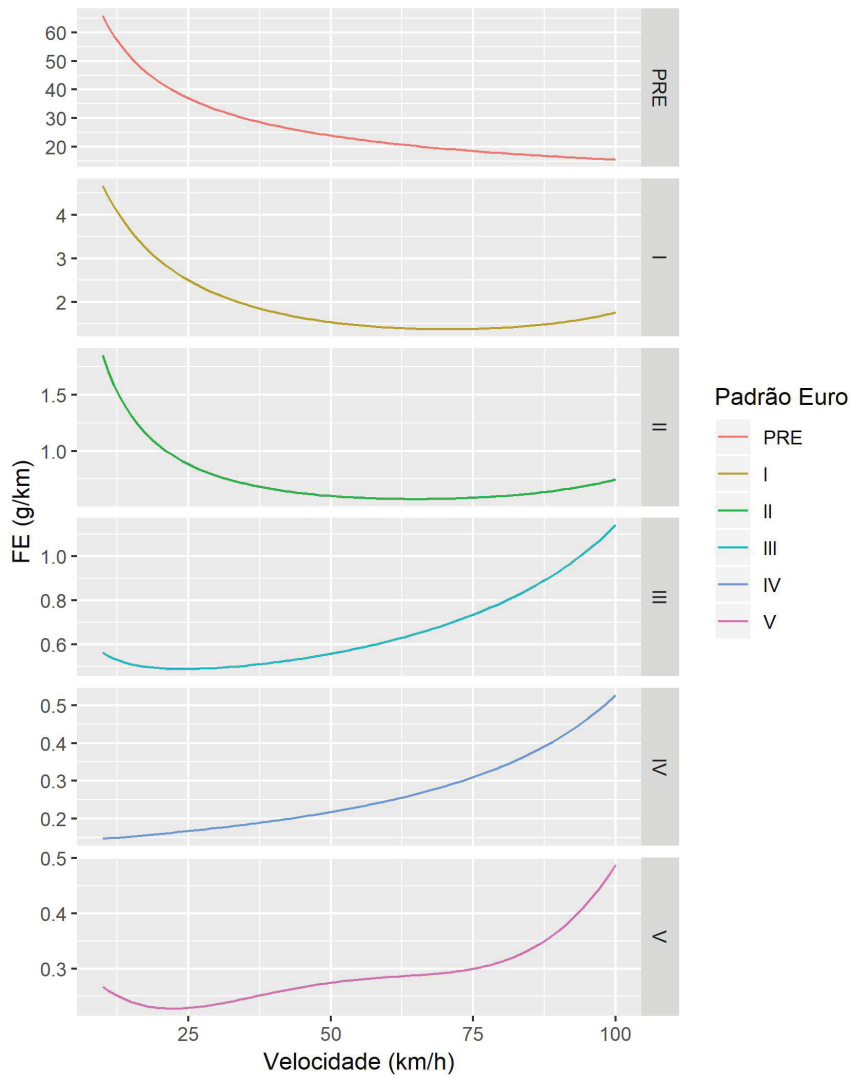


Figura 14: Fator de emissão de CO para automóveis a gasolina com motores $\leq 1400cc$.

3.2.3 Fatores de emissão escalonados

O escalonamento produz FE dependente da velocidade, através da normalização pelo FE da velocidade média de teste $EF(V^{dc})$, conforme

$$EF_{scaled}(V_{i,l})_{j,k,m} = \frac{EF(V_{i,l})_{j,k,m}}{EF(V_{i,l}^{dc})_{j,k,m}} \cdot EF_{j,k,m}^{local} \quad (3.6)$$

na qual $EF_{scaled}(V_{i,l})_{j,k,m}$ é fator de emissão escalonado para cada link de via i , tipo de veículo j , idade de uso k , hora da semana l e poluente m ; $EF(V_{i,l})_{j,k,m}$ é fator de emissão de COPERT; $EF_{j,k,m}^{local}$ é fator de emissão local para tipo de veículo j , idade de uso k e poluente m ; e $EF(V_{i,l}^{dc})_{j,k,m}$ é fator de emissão de COPERT considerando a velocidade média do teste FTP-25, $V_{i,l}^{dc}$, de 34.12 km/h (para o caso de automóveis).

3.2.4 Fatores de deterioração

Os fatores de deterioração levam em consideração a degradação natural do veículo devido ao acúmulo de rodagem (diferente das condições normais – *baseline*), velocidade média de circulação e melhoria nos combustíveis (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2016), sendo aplicados para automóveis usando gasolina.

A estimativa das emissões totais, Eq. (3.7), sem o fator de deterioração $DF_{j,k}$ considera rodagem média (30.000 – 60.000 km) da frota de veículos (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2016), sendo necessário, portanto, ajuste para rodagens fora da faixa média. A deterioração $DF_{j,k,m}$ é estimada conforme faixas de velocidade V ,

$$DF_{j,k,m} = \begin{cases} FC_{j,k,m}^{URBAN} = FKM_{j,k}^{URBAN} + B_{j,m}^{URBAN}, & \text{se } V \leq 19 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1} \\ FC_{j,k,m}^{ROAD} = A_{j,m}^{ROAD} \cdot FKM_{j,k}^{ROAD} + B_{j,m}^{ROAD}, & \text{se } V \geq 63 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1} \\ FC_{j,k,m}^{MEAN} = FC_{j,k,m}^{ROAD} + \frac{(V-19)(FC_{j,k,m}^{ROAD} - FC_{j,k,m}^{URBAN})}{44}, & \text{se } 19 < V < 63 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1} \end{cases}$$

em que $A_{j,m}$ é a deterioração da performance da emissão por quilometro, conforme tipo de veículo j , para as três faixas de classificação de velocidade V [g/(km · ano)]; $FKM_{j,k}^{mean}$ é média de rodagem conforme tipo de veículo j e idade de uso k [km]; $B_{j,m}$ é o nível de emissão de frota nova de veículos [0km].

Os parâmetros $A_{j,m}$ e $B_{j,m}$ são os mesmos entre veículos EURO I e II, e entre EURO III e IV. A Figura 15 apresenta exemplo de deterioração de veículo EURO I/II e III/IV, para CO, motor de veículo tamanho $\leq 1400 \text{ cc}$ e rodagem acumulada de $65 \cdot 10^3 \text{ km}$.

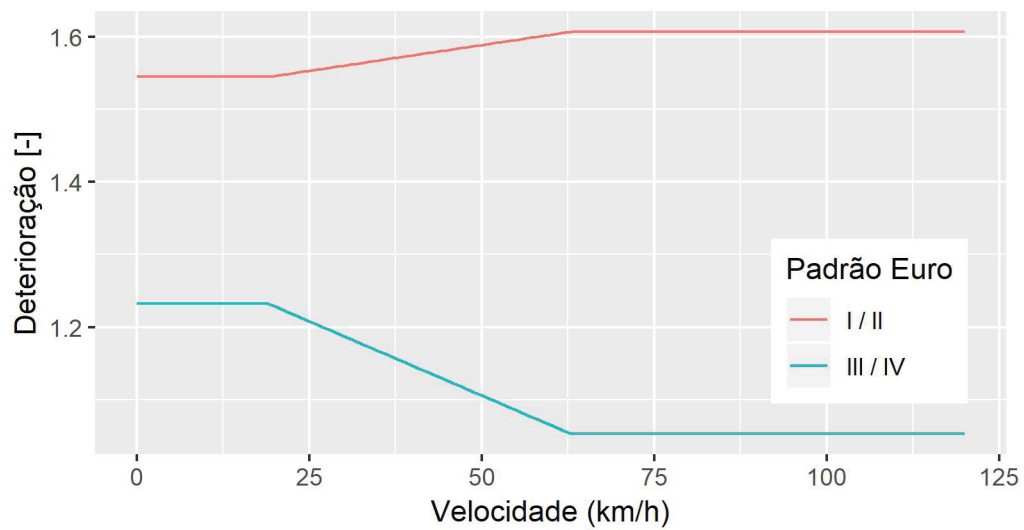


Figura 15: Fator de deterioração para poluente CO, motor de veículo tamanho ≤ 1400 cc e $65 \cdot 10^3$ km rodados.

3.3 ESTIMATIVA DE EMISSÕES

3.3.1 Emissão por exaustão

A emissão por exaustão, $EH_{i,j,k,l,m}$, é processada para cada link de via i , tipo de veículo j , idade de frota k , hora da semana l e poluente m , conforme

$$EH_{i,j,k,l,m} = F_{i,j,k,l} \cdot L_i \cdot EF(V_{i,l})_{j,k,m} \cdot DF_{j,k}, \quad (3.7)$$

onde $F_{i,j,k,l}$ é o volume de tráfego no link de via i , por tipo de veículo j e idade de frota k , e hora da semana l $\left[\frac{\text{veh}}{\text{h}}\right]$; L_i é o comprimento do link de via i [km]; $EF(V_{i,l})_{j,k,m}$ é o fator de emissão para tipo de veículo j , idade de frota k e poluente m , sendo dependente da velocidade $V_{i,l}$ no link de via i e hora da semana l $\left[\frac{\text{g}}{\text{km}}\right]$; $DF_{j,k}$ é o fator de deterioração para cada tipo de veículo j e tempo de uso k [-].

4 MÉTODO

O presente capítulo apresenta os procedimentos empregados para tratamento dos dados, definição do modelo de transportes (Modelo 4 etapas), estimativa das emissões por exaustão, tanto para o cenário de frota atual, como projeções de mudança na frota circulante.

A etapa de tratamento preliminar envolveu critérios adotados para manipulação e checagem de consistência dos dados brutos da Pesquisa O/D.

O método proposto para o modelo de transportes 4 etapas é dividido em quatro etapas: i) Geração de viagens: através dos dados da Pesquisa Origem/Destino, o total de viagens geradas é estimado; ii) Distribuição das viagens: determinação da origem e destino dos movimentos interzonas (matriz origem/destino); iii) Destinação das viagens conforme modo de transporte; iv) Alocação de viagens: Gera-se a distribuição de viagens no sistema viário. Após a etapa de alocação, é realizada a calibração dos resultados.

Os principais resultados do modelo de transportes encomendado por IPPUC (2019) para RMC, que também será empregado método *bottom-up* de inventário de emissões, são apresentados.

Por fim, são apresentados os fatores de emissão adotados pelo estudo, as características da frota circulante atual e os diferentes cenários de mudança na composição da frota.

Os códigos utilizados para o tratamento de dados, construção do modelo de transportes e estimativa das emissões foram feitos em linguagem R (R Core Team, 2019), sendo disponíveis no link github.com/Joabazzo/Master-thesis-scripts.

4.1 TRATAMENTO PRELIMINAR

4.1.1 Pesquisa Origem/Destino

A Pesquisa Origem Destino, contratada pela Prefeitura de Curitiba, traçou um panorama dos deslocamentos e as demandas do transporte em Curitiba e mais 16 municípios da Região Metropolitana (RMC): Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiuva do Sul, Campina Grande do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Colombo, Contenda, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Mandirituba, Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Rio Branco do Sul e São José dos Pinhais.

O objetivo central da pesquisa foi traçar um perfil completo de como acontecem os deslocamentos das pessoas em Curitiba e da Grande Curitiba, coletando dados sobre os hábitos relacionados à mobilidade a partir de três frentes de pesquisa: Contagem volumé-

trica e de velocidade de veículos, pesquisas domiciliares e modelos de transporte (IPPUC, 2019).

As zonas amostradas foram definidas conforme zonas censitárias do IBGE, totalizando 771 para Curitiba e 955 para toda RMC. Os dados da pesquisa O/D de interesse da pesquisa envolvem a base de entrevistas de Origem/Destino e as zonas de amostragem.

A informações coletadas nas entrevistas Origem/Destino foram: Código Pessoa, Sexo, Idade, Renda, Instrução, Tipo de Origem, Código Origem, Município de Origem, Zona de Origem, Coordenadas de origem, Setor do IBGE de Origem, Município de destino, Tipo de destino, Código de destino, Zona de destino, Coordenadas de destino, Setor do IBGE de Destino, Hora de origem, Hora de destino, Tempo de viagem, Código do meio, Meio, Tipo de meio. A seguir, são apresentadas duas primeiras viagens do arquivo de entrevistas.

	COD_PESSOA	SEXO	IDADE	RENDA		INSTRUCAO
1:	10764	Feminino	74	5000	3º grau/ensino superior	- incompleto
2:	10764	Feminino	74	5000	3º grau/ensino superior	- incompleto
	TIPO_ORIGEM	COD_ORIGEM	MUNICIPIO_ORIGEM	ZONA_ORIGEM	X_ORIGEM	
1:	Residência		9	CURITIBA	55105	670240
2:	Assuntos pessoais		11	CURITIBA	55101	670807
	Y_ORIGEM	SETOR	IBGE_ORIGEM	MUNICÍPIO DE DESTINO	TIPO_DESTINO	
1:	7180816		410690205060415	CURITIBA	Assuntos pessoais	
2:	7180929		410690205060414	CURITIBA	Residência	
	COD_DESTINO	ZONA_DESTINO	X_DESTINO	Y_DESTINO	IBGE_DESTINO	
1:		11	55101	670807	7180929	410690205060414
2:		9	55105	670240	7180816	410690205060415
	HORA_ORIGEM	HORA_DESTINO	TEMPO	COD_MEIO	MEIO	TIPO_MEIO
1:	17:20	17:29	9	14	A pé	NÃO MOTORIZADO
2:	17:30	17:40	10	14	A pé	NÃO MOTORIZADO

No formato apresentado acima, foram registradas 68072 viagens, realizadas por 27488 pessoas, em 955 zonas de amostragem de Curitiba e Região Metropolitana.

A partir da informação do “Tipo de Origem” ou “Tipo de Destino” de cada pessoa, é possível verificar a zona de residência de cada entrevistado(a). Por exemplo, na listagem apresentada acima, verifica-se que a pessoa de código 10764 é residente na Zona 55105, uma vez que o “Tipo de Origem” da primeira viagem é “Residência”. Assim, foi aplicado filtro para estimar apenas as viagens de pessoas que a zona de residência era conhecida, resultando em 68030 viagens válidas.

O número de amostras coletado em cada zonas definida pela pesquisa O/D é

mostrado da Figura 16. As zonas de amostragem foram definidas a partir da união de zonas censitárias do IBGE. Assim, o dado de população residente por zona de modelagem foi comparado com os dados originais do IBGE para conferência e preenchimento de falhas. Destaca-se que os dados de população agregados por zonas censitárias do IBGE são de 2010, e não há projeção populacional para nível censitário.

O dado de população fornecido foi comparado com os dados do IBGE para conferência e preenchimento de lacunas faltantes.

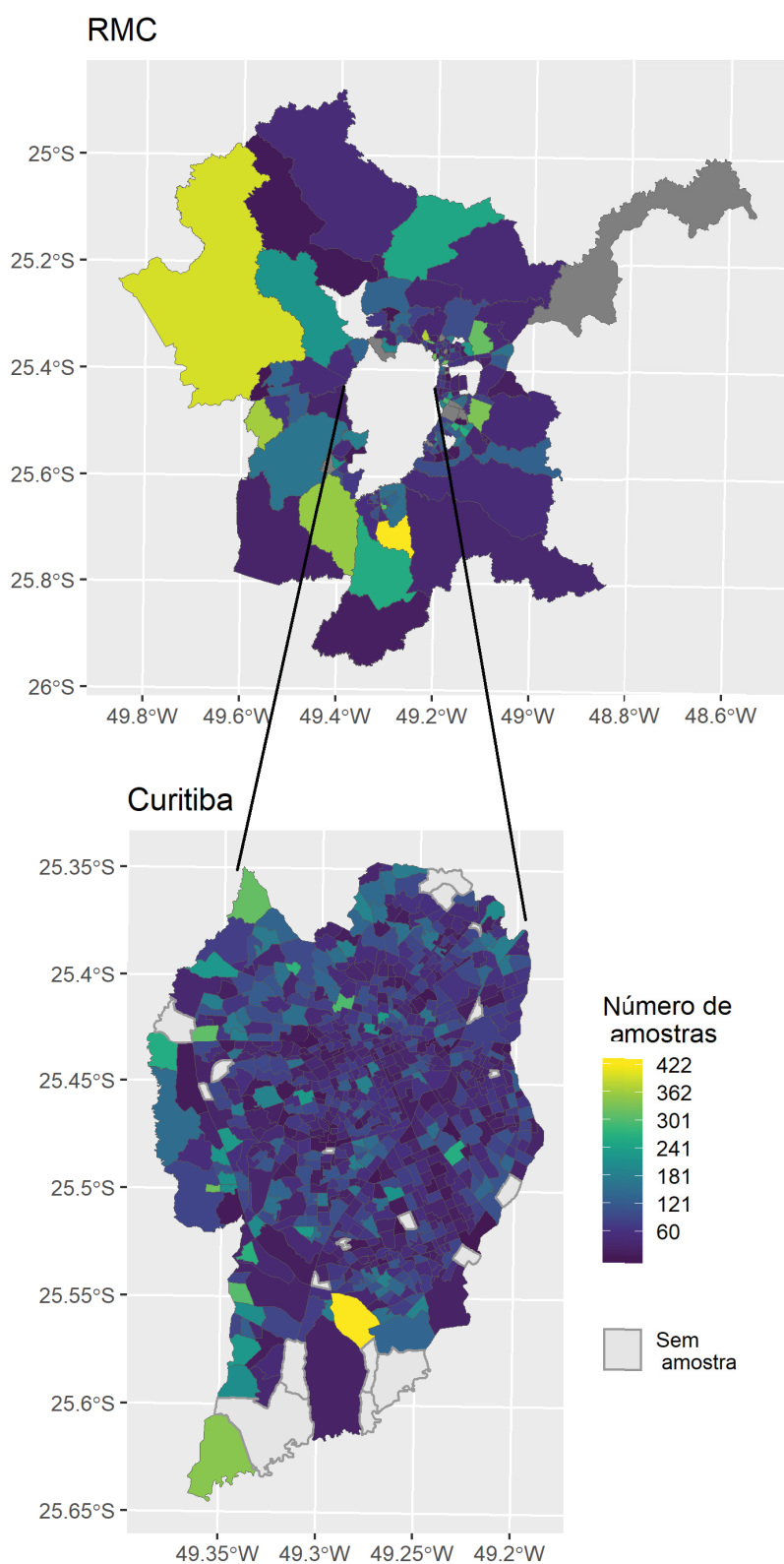


Figura 16: Total de amostras por zonas. Fonte dos dados: IPPUC (2019).

Tendo em vista que o número de amostras da Pesquisa O/D já definido, calculou-se a margem de erro ε associada a um intervalo de confiança de 90 %, com o objetivo de

verificar a qualidade da amostragem realizada. A estimativa da margem de erro ε é dada pela expressão,

$$\varepsilon = 100 \cdot z_{0.90} \cdot \sqrt{\sigma^2}, \quad (4.1)$$

sendo

$$\sigma^2 = \frac{\left(1 - \frac{n}{N}\right) \cdot p \cdot (1 - p)}{n}, \quad (4.2)$$

onde z é o escore z em 0.90, n é o número de amostras, N é a população, p é 0.5.

A Figura 17 mostra a população móvel de cada zona, o número de pessoas entrevistadas que residem nessas zonas, bem como a margem de erro associada ao tamanho da amostra para um intervalo de confiança de 90%.

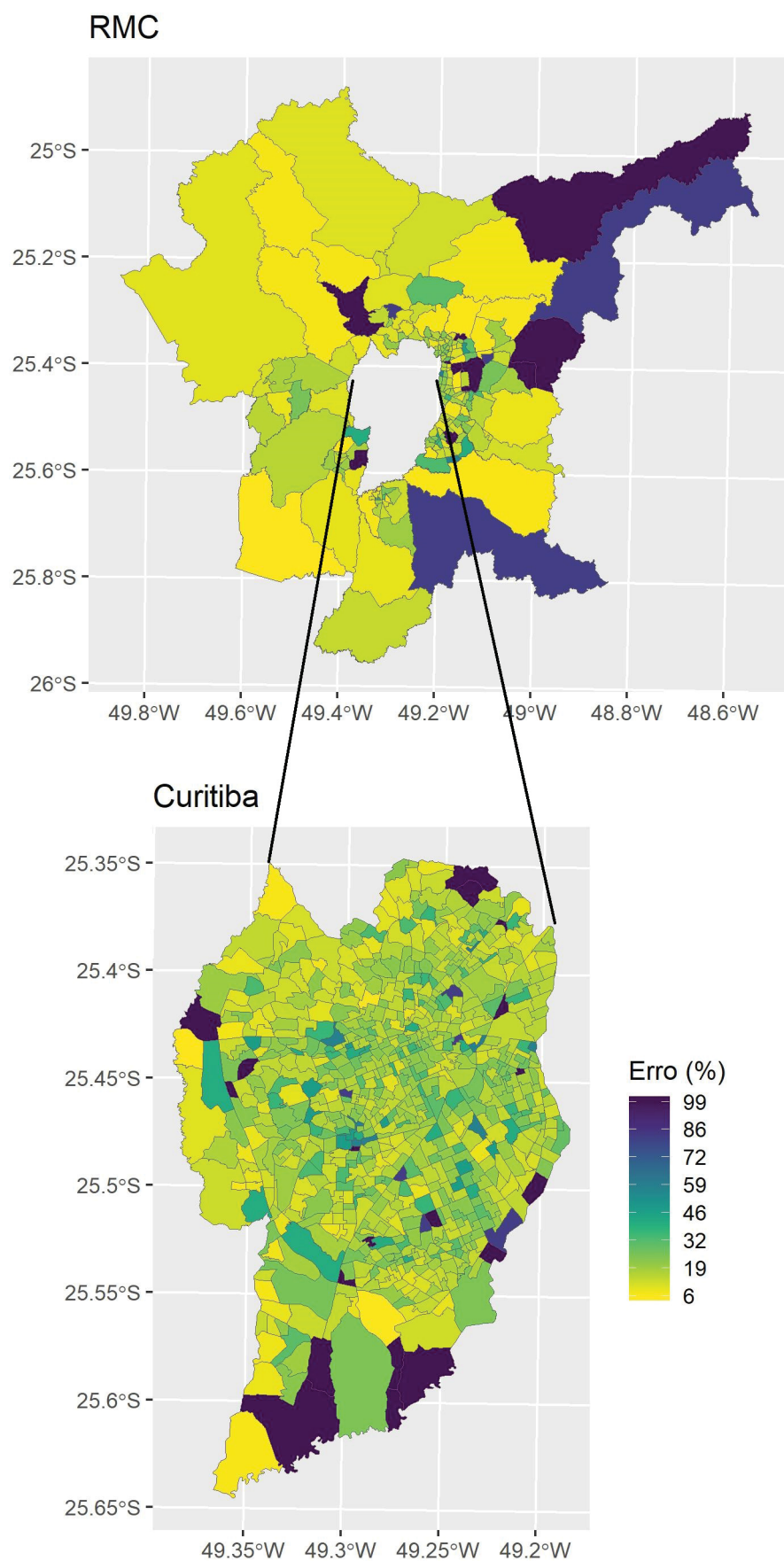


Figura 17: Margem de erro associada a amostra para um intervalo de confiança de 90%.

As zonas que não apresentavam amostras foram ilustradas com erro de 99 %.

4.2 MODELO 4-ETAPAS

Os dados adotados para definição do modelo de estimativa das viagens são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Dados incorporados pelo modelo.

Descrição	Fonte
Amostras das viagens realizadas	
Repartição modal	
Porcentagem da população móvel	IPPUC (2019)
Capacidade da via	
Contagem volumétricas e classificadas	
Fator de ajuste de volumes de tráfego	IPPUC (2017)
Grade Estatística	IBGE (2010)
Distância e velocidade média de viagem	Google Maps Platform (2019)

A Figura 18 apresenta as etapas adotadas para caracterização das viagens.

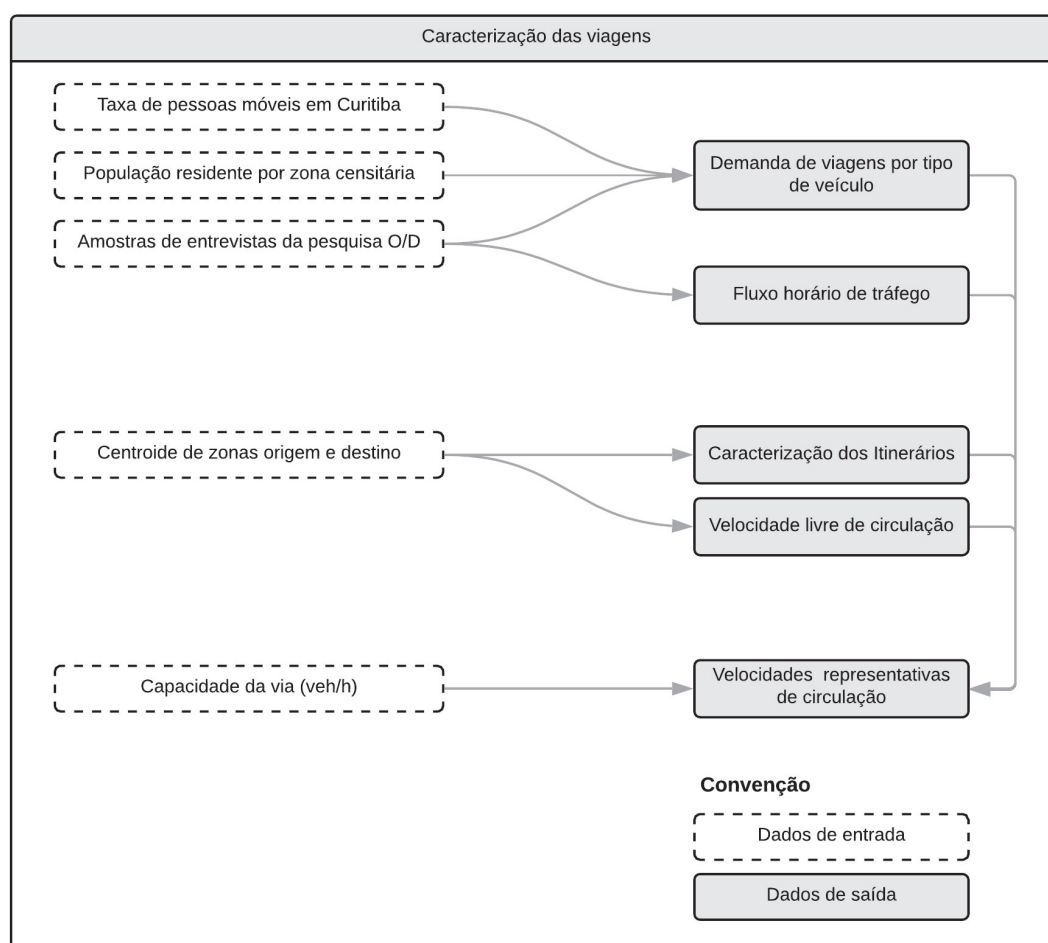


Figura 18: Procedimento para caracterização das viagens.

4.2.1 Geração e Distribuição de viagens

Segundo a classificação das informações por modo de transporte da Pesquisa O/D, definiu-se viagens por automóvel os casos em que a pessoa entrevistada conduz o veículo ou é passageira de táxi.

A estimativa do total de viagens produzidas (VP) por cada zona z é feita a partir da expressão

$$VP_z = A_z^{veh} \times POP_z \times \overline{T_x} \times \overline{P_m}, \quad (4.3)$$

em que A_z^{veh} é o percentual de amostras de viagens por veículo da população residente da zona z [-]; POP_z é a população residente da zona z [hab.]; $\overline{T_x}$ é a taxa de viagem média [viagens/hab.]; e $\overline{P_m}$ é o percentual médio de pessoas móveis [66%]. A taxa média de viagens por pessoa em Curitiba é dada pela razão entre o número de pessoas entrevistadas que residem na zona e o número de viagens por elas realizadas.

A estimativa do total de viagens atraídas VA_z considera a soma das viagens atraídas de outras áreas, para a área z , conforme expressão

$$VA_z = \sum_{j=1}^{955} VA_{j,z}, \quad (4.4)$$

onde $VA_{j,z}$ é o total de viagens produzida pela população residente na zona j com destino z .

Considerando o caso em que o indivíduo (residente na zona j) sai do trabalho (zona o) e vai às compras (zona z), a contribuição proporcional de viagens atraídas para a zona z considera o tamanho da população da zona j . Assim, o total de viagens atraídas $VA_{j,z}$ para a zona z pela população residente na zona j é dado por

$$VA_{j,z} = \sum_{o=1}^{955} A_{o,z}^{veh} \times POP_j \times \overline{T_x} \times \overline{P_m}, \quad (4.5)$$

na qual $A_{o,z}^{veh}$ é o percentual de amostras de viagens por tipo de veículo da população residente da zona j , com origem na zona o e destino z [-]; POP_j é a população residente na zona j ; $\overline{T_x}$ é taxa de viagem média [$\frac{\text{viagens}}{\text{pessoa}}$]; e $\overline{P_m}$ é o percentual médio de pessoas móveis [%].

Com relação aos fluxos horários, a partir das informações dos horários de deslocamento foi definido o comportamento do fluxo ao longo das 24 horas do dia. Considerou-se o horário de viagem como a média entre os horários de saída e chegada — informações disponíveis nos dados da Pesquisa O/D.

4.2.2 Alocação de viagens

Uma vez determinada a matriz origem-destino com o total de viagens entre as zonas, é criado um percurso médio de deslocamento, definido como o caminho preferencial entre os centroides das zonas de origem e destino.

Em cada zona de origem (destino), o centroide de início (fim) da viagem foi definido a partir da média ponderada do centroide da população da grade estatística do IBGE, que apresenta dados espacializados a cada 200 metros. A Figura 19 ilustra a diferença entre o centroide geométrico da zona e o centroide definido a partir da ponderação pela população dentro da zona. Conforme recomendação de [Stepniak e Jacobs-Crisioni \(2017\)](#), a definição de centroides origem/destino de polígonos ponderado pela população minimiza erros de agregação. A expressão do cálculo do centróide (\bar{X}, \bar{Y}) ponderado é dado por

$$\bar{X} = \frac{\sum_i^N x_i \cdot Pop_i}{\sum_i^N Pop_i}; \bar{Y} = \frac{\sum_i^N y_i \cdot Pop_i}{\sum_i^N Pop_i}, \quad (4.6)$$

onde x_i e y_i é o centróide de cada grade estatística dentro da zona.

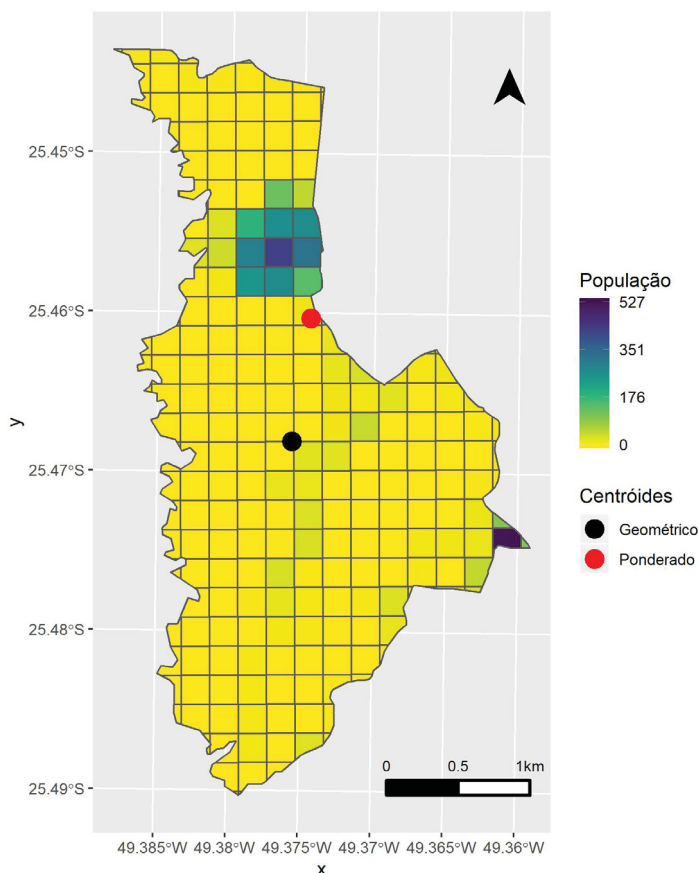


Figura 19: Zona 95101, na fronteira de Curitiba, e os centróides ponderado e geométrico.

Diversos algoritmos podem ser utilizados para verificar o caminho mais provável. Foi utilizado a ferramenta da Google de Direções para determinar a rota mais eficiente (Google Maps Platform, 2019). O fator tempo é o principal a ser otimizado, mas a plataforma pode levar em consideração outros fatores como distância, número de conversões, entre outros, quando decide a rota mais eficiente.

Com a ferramenta, é possível:

- Pesquisar por diferentes modos de transporte, incluindo “carro”, “a pé”, “transporte público” ou “bicicleta”
- Especificar origem, destino, e pontos intermediário do caminho (*waypoints*) no formato texto (ex. “Curitiba, PR” ou “Antonina, PR, Brasil”), latitude/longitude ou nome do local (ex. “Jardim Botânico, Curitiba”)
- Especificar horário de chegada ou saída, desde que seja no futuro
- Receber informações sobre o caminho dividido por trecho (geometria, instruções, distância e tempo)

O uso da ferramenta *Directions API* passou a ser ter custo pelo Google desde junho de 2018, de modo que é necessário a ativação de chave (*API*). A solicitação ao servidor é feita através de link, conforme Listagem a seguir.

```
https://maps.googleapis.com/maps/api/directions/json?  
origin=Boston,MA&destination=Concord,MA  
&waypoints=via:Charlestown,MA|via:Lexington,MA  
&departure_time=now&key=YOUR_API_KEY
```

Listagem 1: *Link* incorporado pelo algoritmo da Google.

Foi utilizado o pacote `googleway` (COOLEY, 2018), em linguagem R, que faz a conexão entre as solicitações dos percursos junto ao servidor da Google, bem como extrai as informações relevantes do arquivo de saída (instruções, distancias e tempo por trecho, geometria). A seguir, na Figura 20 apresenta-se exemplo de viagem e tipo de informação gerado por [Google Maps Plataform \(2019\)](#) através do pacote `googleway`.

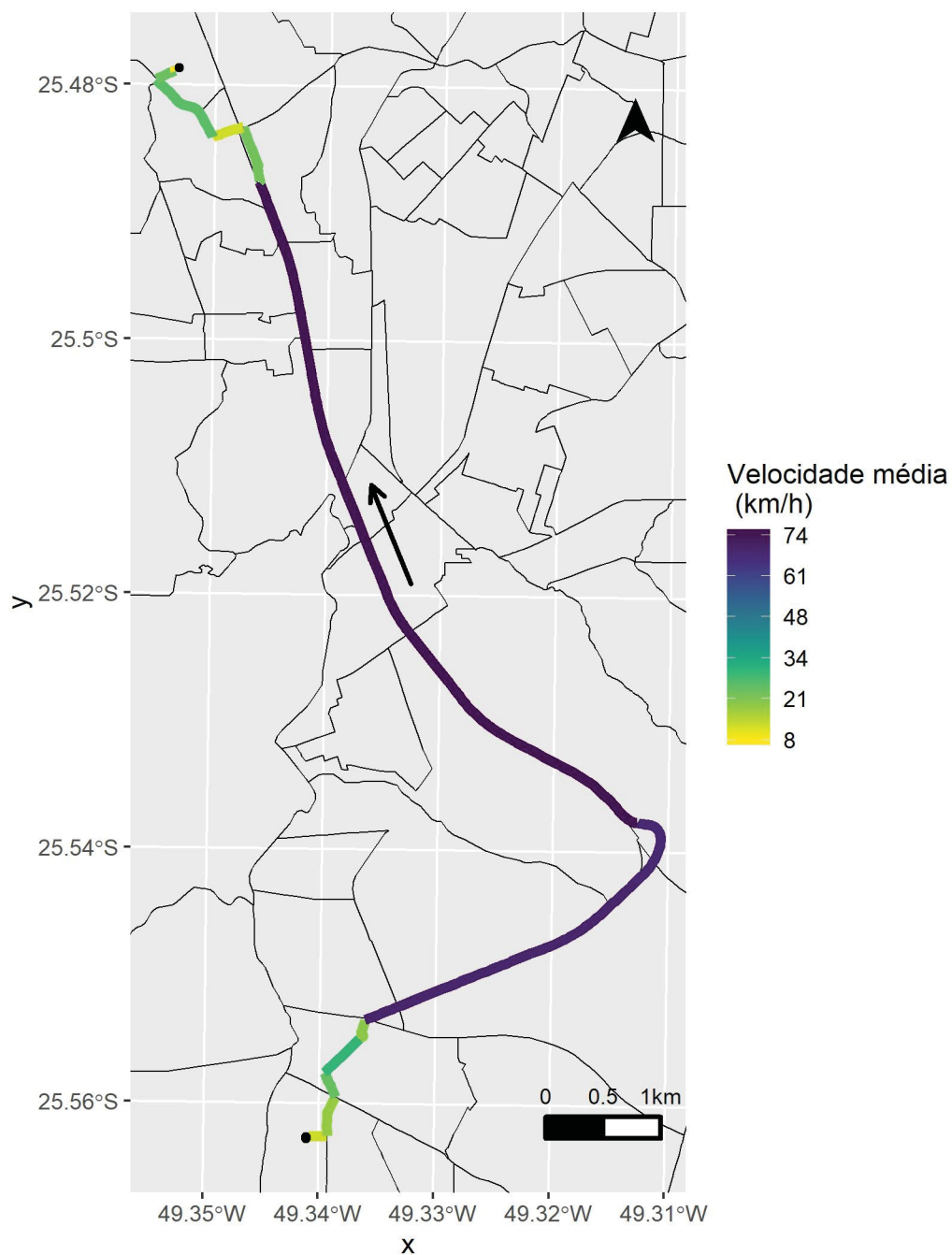


Figura 20: Exemplo de roteamento, que início na zona 101203 e destino em 102402.

Cada arquivo de roteamento O/D contém informação de distância, tempo de viagem e velocidade com/sem tráfego intenso, para diversos trechos da viagem. O valor do fluxo do total entre zonas é adicionado posteriormente junto ao arquivo. A velocidade sem tráfego informada pelo API foi considerada como velocidade livre.

Considerando o exemplo mostrado na Figura 20, destaca-se o número de viagens entre essas zonas não é suficiente para saturar o tráfego nas vias ao longo de um dia. Deve-se levar em conta todas as viagens que passam por estes seguimentos. Assim, foi realizada operação de intersecção espacial de todos os roteamentos O/D gerados pelo API.

Para casos específicos de intersecção espacial em vias bidirecionais com os fluxos opostos, os fluxos não são somados. Somente houve soma dos fluxos viários para casos de intersecção espacial de mesmo sentido de circulação. O procedimento empregado se baseia na orientação espacial do arquivo de roteamento, como mostrado no exemplo da Figura 21.

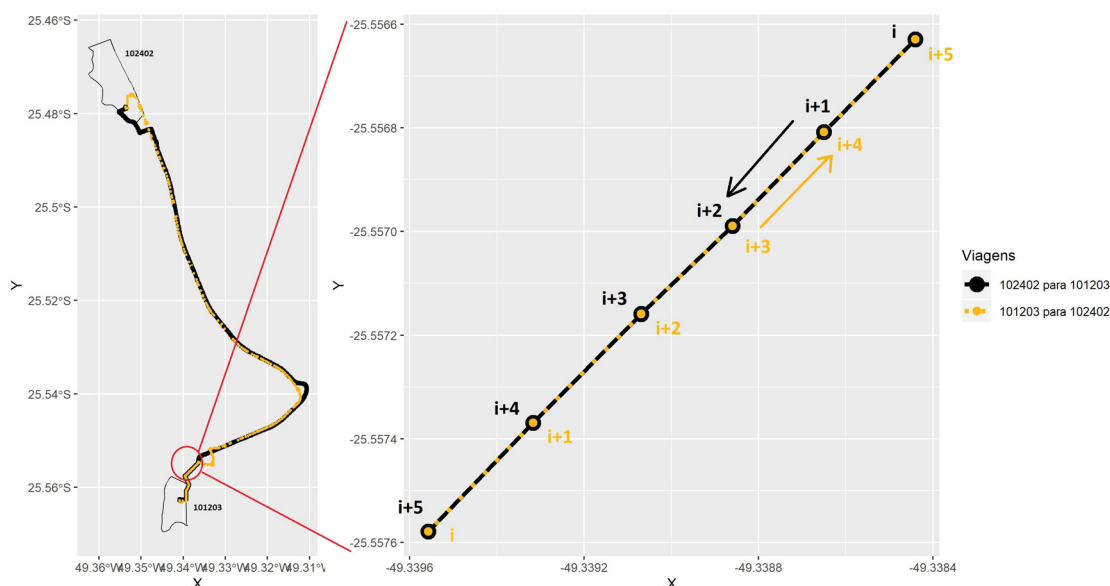


Figura 21: Trecho de intersecção espacial com circulação bidirecional.

A Figura 21 ilustra situação de intersecção entre duas viagens (mapa à direita). A viagem “102403 para 102402” avança sentido sudoeste, enquanto a viagem “101203 para 102402” avança no sentido noroeste (oposto). O critério para identificação do sentido dos fluxos foi o sinal da tangente do ângulo formado entre os pontos (i) , $(i + 1)$ e a linha horizontal. Assim, a soma dos fluxos viários somente ocorre quando: i) houver intersecção espacial; ii) quando o sinal da tangente for coincidente.

4.2.3 Calibração dos resultados de tráfego

No contexto do inventário de emissões *bottom-up*, a abordagem mais comum empregada para ajuste dos dados modelados é através do inventário *top-down*. O inventário utiliza dados como milhagem acumulada, idade da frota, autonomia (consumo de combustível em litros por quilômetro rodado), frota circulante e dados de consumo de combustível anual. O objetivo é ajustar os dados do inventário *bottom-up*, para uma estimativa realista das emissões totais de poluentes.

O ajuste se dá através da relação entre distância total modelada para o ano de 2016, e a distância total percorrida considerando a queima de combustíveis (etanol e gasolina) em toda Região Metropolitana de Curitiba. O método foi empregado para comparação,

no entanto, optou-se por empregar o ajuste através de contagens volumétricas, detalhado na Subsecção 4.2.3.1.

Considerando a importância da inclusão dos fluxos produzidos pela Região Metropolitana e sua influência em Curitiba, o método *top-down* consideraria que todo o consumo de combustível ocorreu dentro da RMC para ajuste dos dados — critério adotado por outros estudos (ESPINOSA; YNOUE, 2017; POLICARPO et al., 2018). No entanto, tendo em vista a relação da distância total de vias modeladas pelo total de existentes, verificou-se que, tanto o modelo proposto como o apresentado pelo IPPUC, apresentaram baixa cobertura para municípios da RMC (Tabela 7, na Seção Resultados). Nesse sentido, um ajuste nos dados de fluxos através do método *top-down* superestimaria os fluxos nos municípios da RMC e concentraria o número de viagens em um número reduzido de vias. O detalhamento do método *top-down* é apresentado no Apêndice B.

4.2.3.1 Contagens volumétricas (*Screen Line*)

A pesquisa O/D abrangeu contagem volumétrica classificada de veículos em 38 pontos nas fronteiras do município de Curitiba, nos dias úteis dos meses de março, abril e maio de 2016 (IPPUC, 2019). Foram coletados dados como: Volume diário [veh]; Transporte Individual (TI) no Horário de Pico da Manhã e Tarde — HPM e HPT [veh/h], em ambos sentido de circulação da via; Transporte Coletivo (TC) no HPM e HPT; número de automóveis, táxis, vans e suas respectivas taxas de ocupação [pessoas/veh]. A Figura 22 ilustra os pontos de contagem.

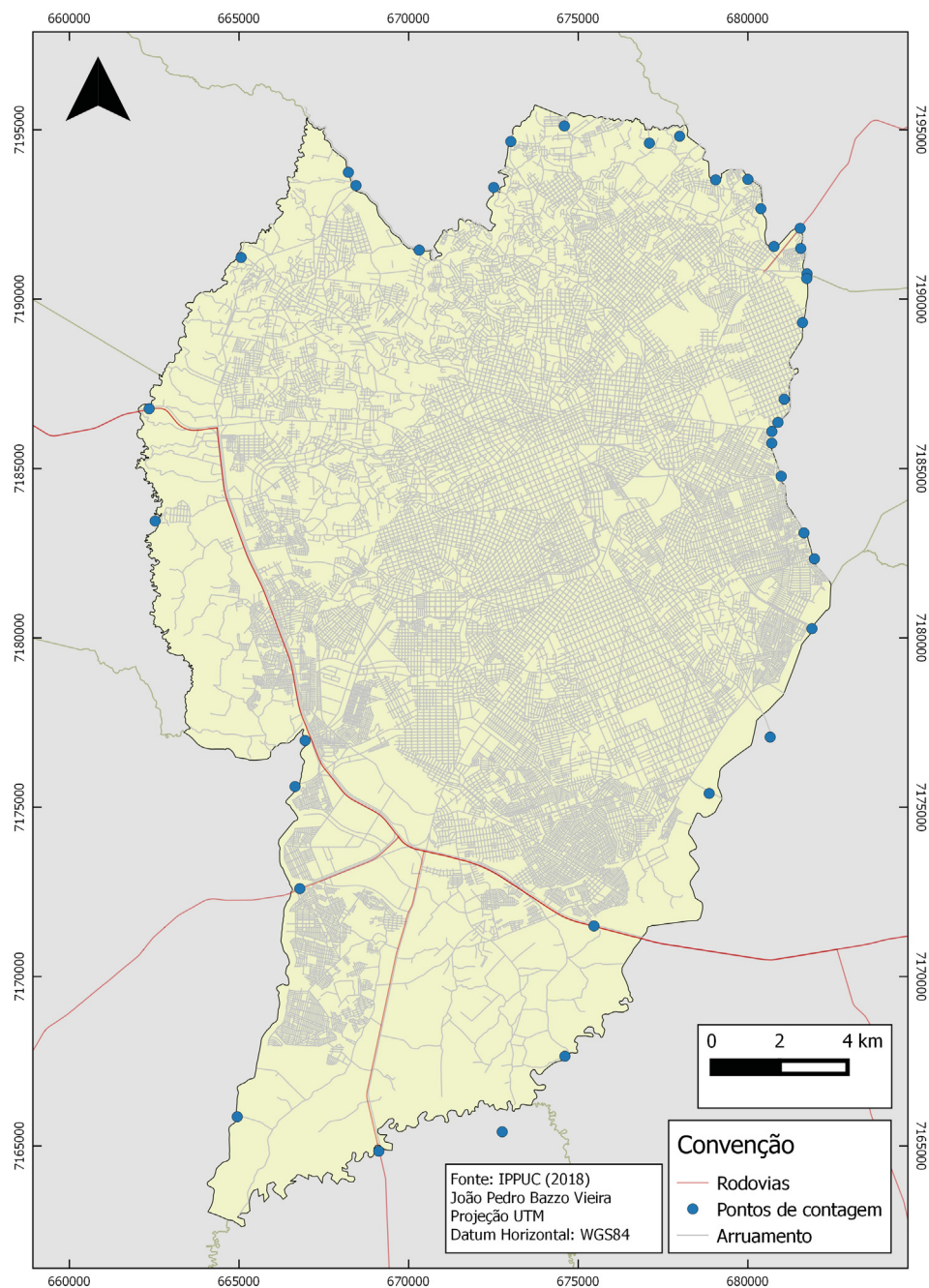


Figura 22: Relação dos pontos de contagem volumétrica e classificada.

O resultado do roteamento das viagens e intersecção de fluxos viários são comparados com os resultados observados nas contagens. Dos 38 pontos de contagem, foram sorteados 68% do total (26 pontos) para calibração dos valores modelados, e os 32% (12 pontos) restantes para validação do parâmetro de ajuste, conforme recomendação de [Ortúzar e Willumsen \(2011\)](#). As métricas utilizadas para comparação dos resultados foram coeficiente de determinação (R^2), correlação (ρ) e erro médio absoluto (MAE).

Uma vez determinada a velocidade livre para os itinerários, bem como os fluxos representativos entre as zonas, é empregada a função BPR (Equação 3.3), para estimativa

das velocidades médias horárias. Os dados de capacidade da via, necessários para o cálculo, são ilustrados na Figura 23.

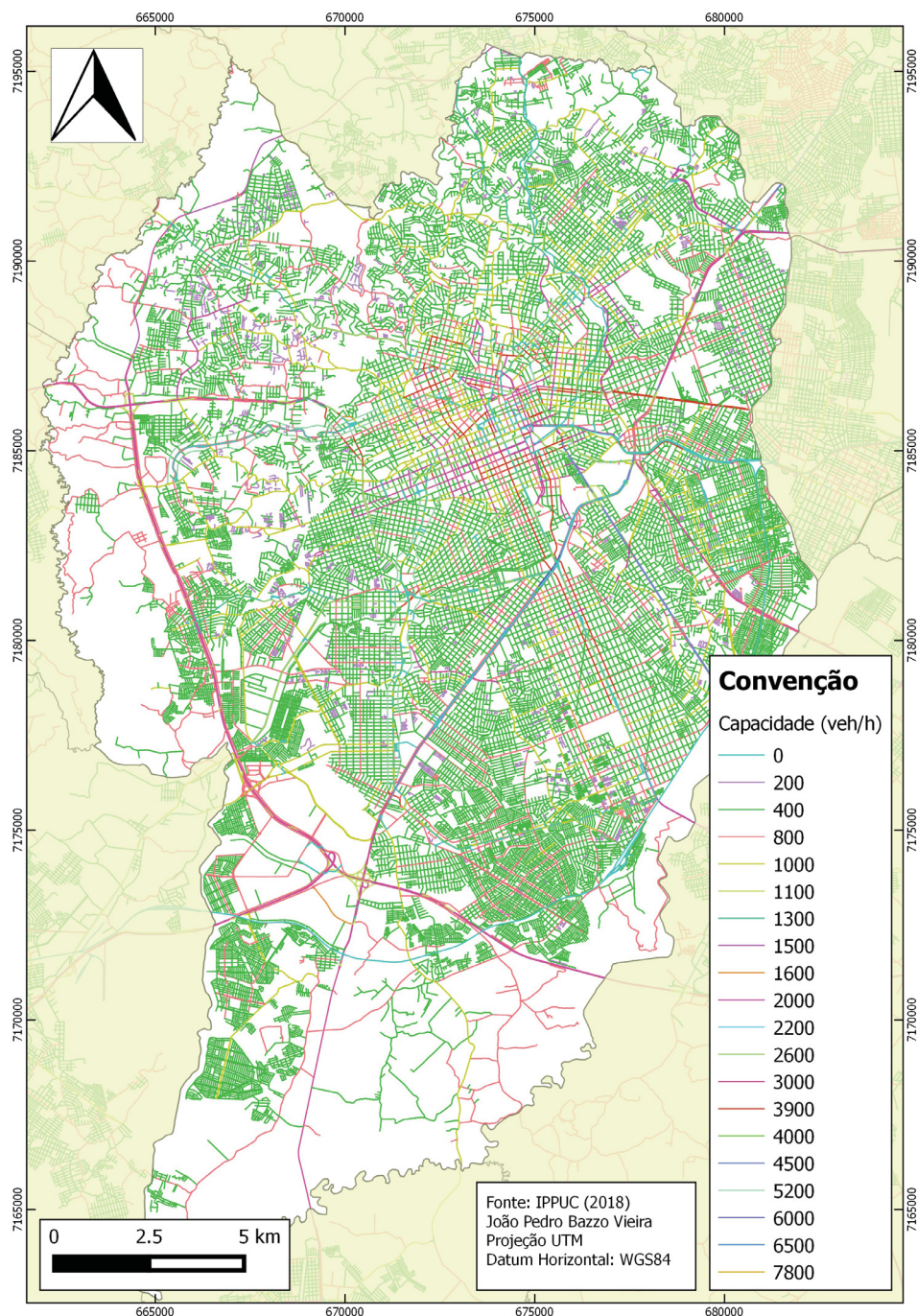


Figura 23: Relação das vias urbanas por capacidade. Fonte dos dados: IPPUC (2019).

4.2.4 Modelo IPPUC

No âmbito da Pesquisa O/D de Curitiba, foi incluído modelagem de transportes para Curitiba e Região Metropolitana para veículos privados. A modelagem foi produzida pelo software comercial VISUM, comumente empregado para planejamento de transpor-

tes, modelagem de demandas de viagens em âmbito metropolitano, regional e estadual (PTV, 2019). O arquivo do modelo, exportado em formato geoespacial (*shapefile*), contém as seguintes informações de interesse para inventário de emissões *bottom-up*: Capacidade (veh/h), Velocidade máxima regulamentada (km/h), Fluxo de automóveis no horário de pico da manhã (veh) e o arquivo geométrico dos links de via.

O fluxo diário QD foi estimado considerando os valores modelados para o horário de pico da manhã (Q_{pico}) e o perfil horário de fluxos para 24 horas do dia (PC_{hora}), através da expressão

$$QD = Q_{pico} \times \sum_{hora=1}^{24} PC_{hora}. \quad (4.7)$$

A Figura 24 ilustra o comportamento da variável PC_{hora} ao longo do dia.

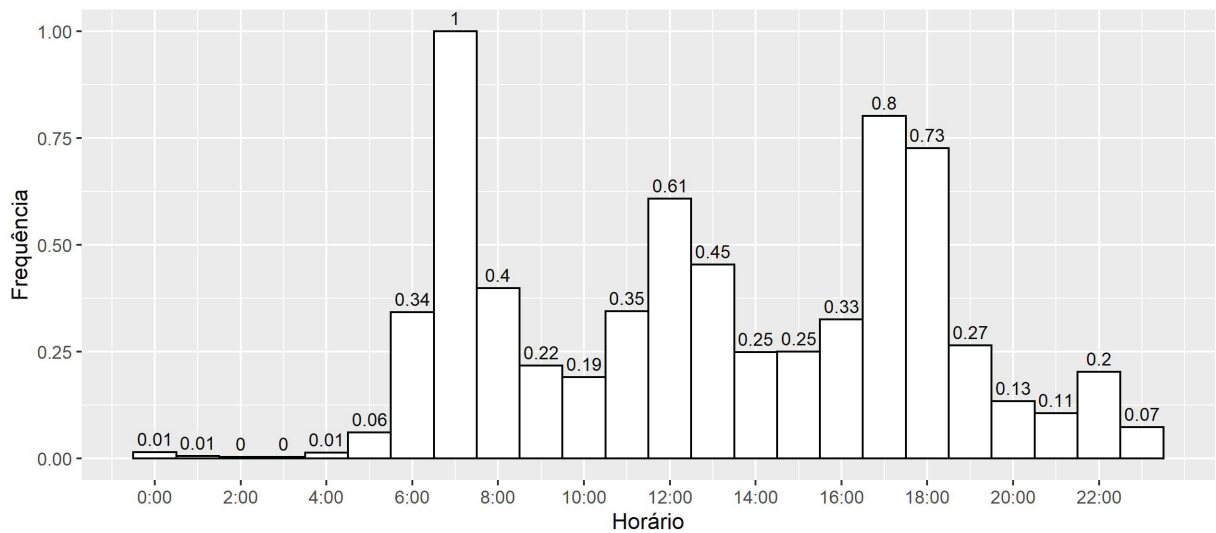


Figura 24: Fluxo normalizado no horário de pico da manhã. Fonte dos dados: IPPUC (2019).

O fluxo de veículos no horário de pico da manhã é mostrado na Figura 25.

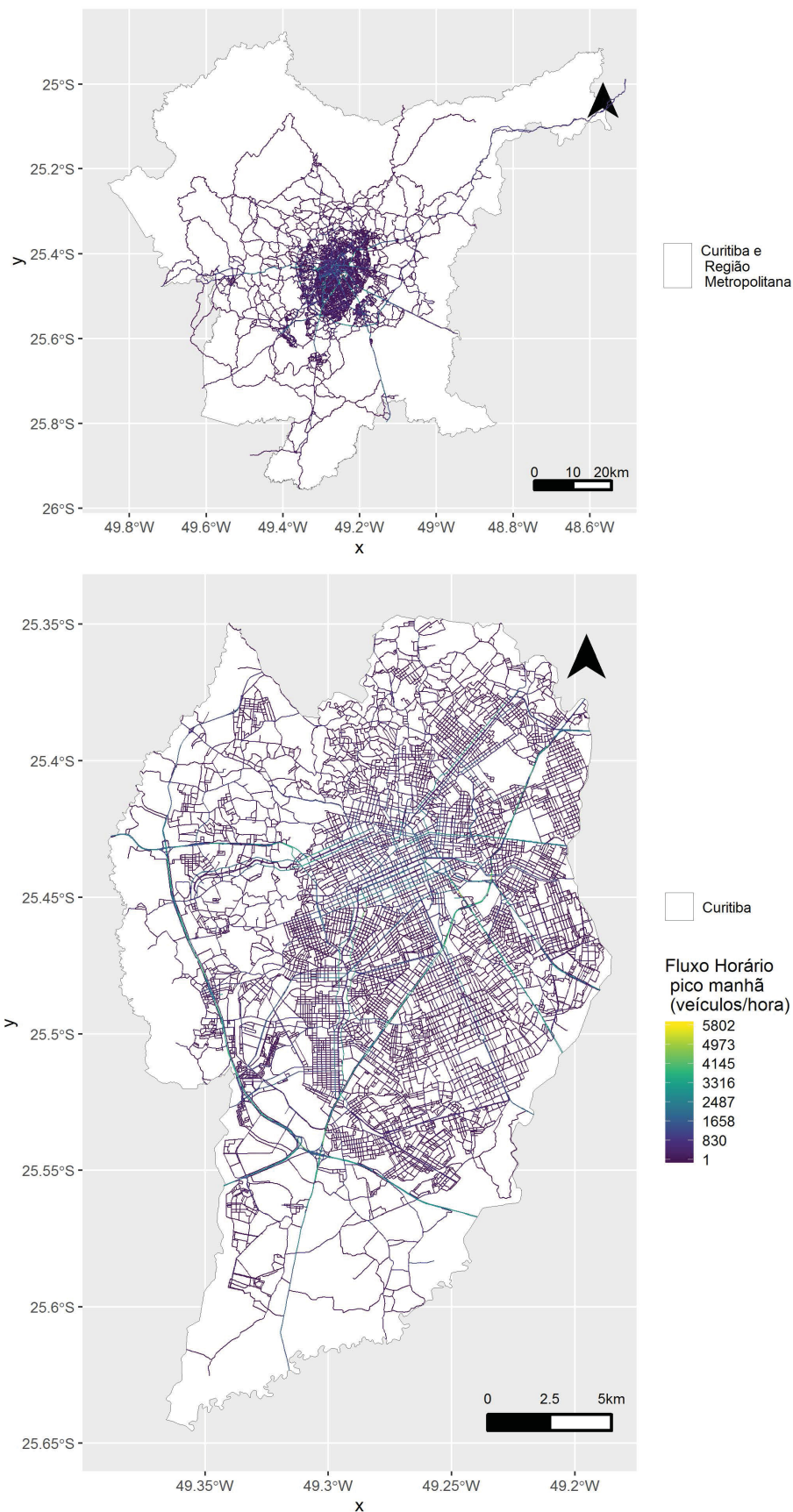


Figura 25: Fluxo normalizado no horário de pico da manhã.

4.3 EMISSÕES

A Figura 26 mostra a representação esquemática para definição dos fatores de emissão (fluxograma esquerda) e emissões totais (fluxograma direita). As emissões são estimadas individualmente para cada uma das 13 composições veiculares, mostradas na Tabela 6.

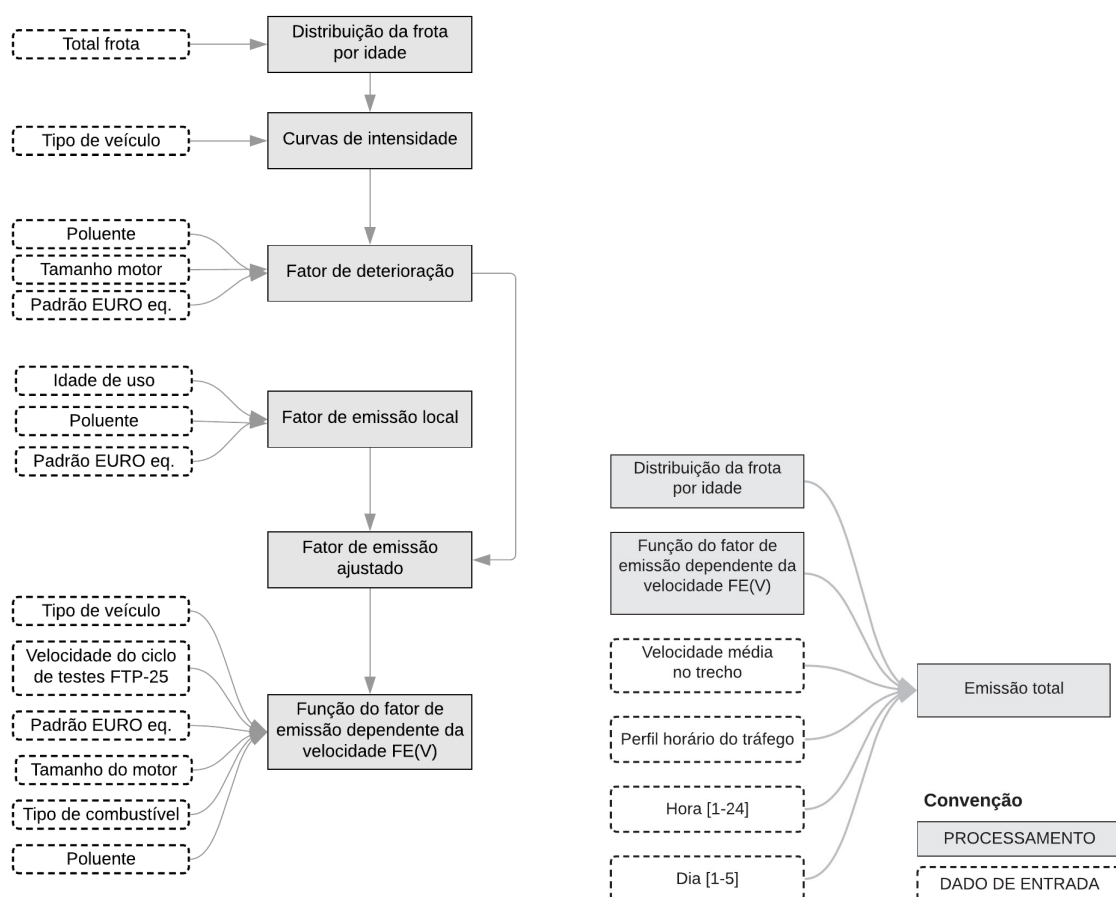


Figura 26: Esquema para estimativa dos fatores de emissão e emissões totais.

Os fatores de emissão dependentes da velocidade são baseados no modelo COPERT (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2016). O escalonamento do fator de emissão conforme velocidade, proposto por Espinosa et al. (2017), é mostrado na Equação 3.6. Foi empregada a versão 0.8.7 do pacote VEIN, desenvolvida em linguagem R, para estimativa das emissões. O fluxograma apresentado vale para os poluentes regulamentados propostos neste estudo, sendo monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metano (NMHC), óxidos de nitrogênio (NOx), dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄).

As emissões são calculadas ao longo das vias (formato espacial de linhas), e os resultados apresentados em formato de polígonos distribuídos por um sistema de indexação espacial de hexágonos proposto por Uber Open Source (2019), com resolução de

357 metros. Cada hexágono soma as emissões dos 13 tipos de veículos nos links de via, através de operação de intersecção espacial. Esse tipo de agregação permite apreender melhor fenômenos espaciais com importante componente de vizinhança e conectividade (BIRCH; OOM; BEECHAM, 2007).

4.3.1 Fatores de emissão

São utilizados dois tipos de fatores de emissão, proveniente dos relatórios da CETESB (2016) e estudo conduzido por Daemme (2017) (para veículos leves de passageiros).

Os fatores de emissão da CETESB são compilados a partir de informações recebidas dos fabricantes ou importadores de veículos ou motores por meio dos Relatórios de Valores de Emissão de Produção (RVEP) e dos Relatórios de Vendas, quando existentes (CETESB, 2016).

Daemme (2017) apresenta um modelo para determinação de fatores de emissão em veículos leves de passageiros e motocicletas, utilizando-se da combinação de dados de ensaios normatizados em laboratório e informações da literatura. Os experimentos cobriram os veículos automotores da frota brasileira, com um dos objetivos de elucidar a influência da degradação dos veículos nas emissões automotivas.

Para os compostos NO_x, Hidrocarbonetos Totais (THC) e CO, a equação proposta por Daemme (2017) para estimar os fatores de emissão FE e incerteza para os anos e fases do PROCONVE é dada pela expressão

$$FE = A_1 + \frac{(A_2 - A_1)}{(1 + 10^{(\log^{x^0} - x) \times p})}, \quad (4.8)$$

na qual A_1 , A_2 são limites inferior e superior, respectivamente, das emissões de poluentes das equações de cada fase/ano de fabricação; \log^{x^0} e p são constantes das equações de regressão, e x é o ano do inventário (2016).

O composto NMHC é obtido através do fator de emissão de THC e a seguinte equação de regressão

$$FE_{NMHC} = a + b \times FE_{THC}, \quad (4.9)$$

onde a e b são coeficientes da regressão, que dependem do tipo de combustível e fase do PROCONVE.

A Figura 27 ilustra o comportamento dos fatores de emissão conforme idade de frota.

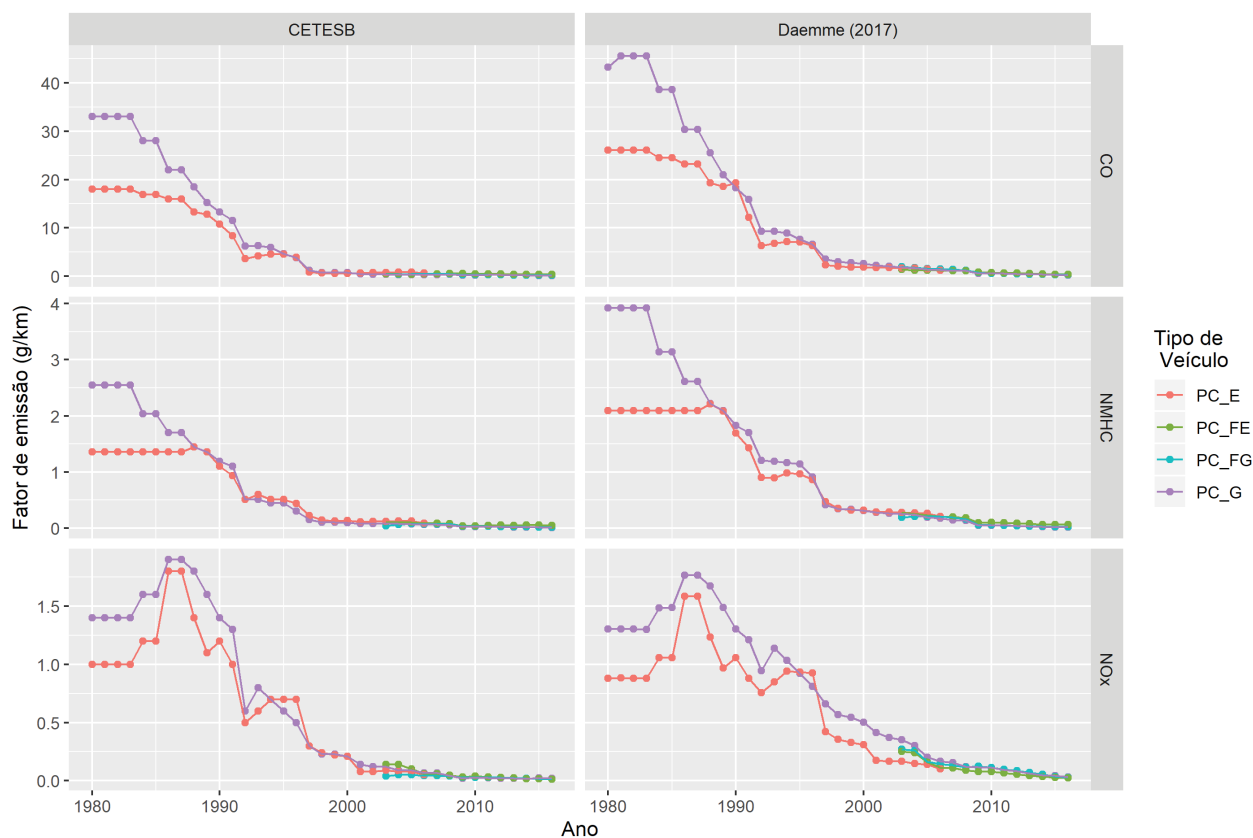


Figura 27: Fator de emissão de CO, NMHC e NO_x, para veículos leves de passageiros. Fonte dos dados: CETESB (2016), Daemme (2017).

4.3.2 CENÁRIOS

Uma vez que o município de Curitiba não possui meta estabelecida, em termos de planejamento de longo prazo, para a repartição modal ou aumento/diminuição do número de veículos em circulação, foi adotado como cenário futuro um aumento das viagens em 20% e 50%, tanto para veículos a combustão interna, como elétricos. Tal cenário considera um aumento proporcional de todas as viagens produzidas pelas zonas.

Adotou-se diferentes fatores de emissão nas simulações, proposto por CETESB (2016), Daemme (2017). A comparação entre esses fatores avaliou como frota circulante apenas veículos leves de passageiros, tendo em vista que Daemme (2017) apresenta fatores de emissão para essa categoria de veículo.

Com relação ao modelo de transportes, foi considerado o modelo proposto pelo Autor e pelo IPPUC. Além disso, visando verificar a contribuição da frota antiga no total de emissões, dois cenários de frota com idade limitada a 20 e 30 anos foram adotados.

Os cenários de modelagem são apresentados na Tabela 5. As Siglas se referem a composição de veículos, fator de emissão, total da frota, e modelo de transportes utilizado. Por exemplo, LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT se refere a frota composta por Veículos

Comercial Leves e Leves de Passageiros (LCV-PC), utilizando fator de emissão da CETESB, com frota de tamanho ATUAL, adotando o modelo de transportes proposto pelo Autor (AUT).

Tabela 5: Cenários

Tamanho da frota	Idade	Tipo de veículo	Fator de emissão	Modelo transporte	Sigla
normal	37	PC,LCV	CETESB	Autor	LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT
+20% CI ¹	37	PC,LCV	CETESB	Autor	LCV-PC_20CI_ATUAL_AUT
normal	37	PC	Daemme	Autor	PC_DAEMME_ATUAL_AUT
normal	37	PC	CETESB	Autor	PC_CETESB_ATUAL_AUT
+20% EV ²	37	PC,LCV	CETESB	Autor	LCV-PC_CETESB_20EV_AUT
+50% EV	37	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_50EV_IPPUC
normal	37	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_ATUAL_IPPUC
normal	30	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_A30_IPPUC
normal	20	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_A37_IPPUC
+20% CI	37	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_20CI_IPPUC
+50% CI	37	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_50CI_IPPUC
normal	37	PC	CETESB	IPPUC	PC_CETESB_ATUAL_IPPUC
normal	37	PC	Daemme	IPPUC	PC_DAEMME_20CI_IPPUC
+20% EV	37	PC,LCV	CETESB	IPPUC	LCV-PC_CETESB_20EV_IPPUC

¹CI: Veículos movidos a combustão interna;

²EV: Veículos elétricos.

4.3.3 COMPOSIÇÃO DA FROTA

A composição veicular é a classificação da frota por tipo de veículo, motor, combustível e tamanho do motor (ESPINOSA et al., 2017). Motores de quatro tempos utilizam gasolina com 25% de etanol (E25), 100% de etanol (E100), e motores flex utilizando gasolina (FE25) e apenas etanol (FE100). Veículos comerciais leves ainda apresentam parcela da frota que utiliza apenas diesel (D). Os dados de tamanho de motor foram obtidos através das estatísticas de venda (ANFAVEA, 2018), sendo 36.48% ≤ 1400 cc e 63.5% $1400 < \text{cc} \leq 2000$. De acordo com Sena (2015), a proporção de gasolina e etanol por veículos flex é de aproximadamente 70% e 30%, respectivamente. Devido a falta de dados anuais sobre as características da frota de Curitiba, utilizou-se a distribuição da idade da frota por tipo de combustível do Estado de São Paulo. Comparando os dados incompletos de Curitiba apresentados por DETRAN (2018), a frota paulista de veículos apresenta comportamento similar.

A Tabela 6 apresenta a composição veicular adotada no estudo. Veículos Leves

de Passageiros são representados pela sigla PC (*Passenger Car*), enquanto Comerciais Leves por LCV (*Light Commercial Vehicle*). Os códigos D, E25, E100, FE25 e FE100 representam motores diesel, gasolina, etanol e motores tipo *flex* usando gasolina e etanol, respectivamente. Por exemplo, PC_E100_1400_m2000 representa veículos leves de passageiros, utilizando etanol hidratado, com tamanho de motor superior 2000 cm³. Veículos *flex* apresentam idade máxima reduzida devido à sua recente introdução no mercado, enquanto veículos usando exclusivamente etanol têm sua idade média próxima de 25 anos, uma vez que não são mais produzidos desde 2006. Tendo em vista a data de realização da pesquisa Origem/Destino, 2016, estabeleceu-se como ano-base a frota circulante de 2016.

Tabela 6: Composição da frota circulante.

Tipo de veículo	Percentual (%)	Idade média
LCV_D	3.40	8.30
LCV_E100	0.20	25.70
LCV_E25	4.80	11.60
LCV_FE100	5.50	5.80
LCV_FE25	2.30	5.80
PC_E100_2000	1.40	26.00
PC_E100_m1400	0.80	26.00
PC_E25_2000	16.30	15.90
PC_E25_m1400	9.40	15.90
PC_FE100_2000	10.70	6.10
PC_FE100_m1400	6.10	6.10
PC_FE25_2000	24.90	6.10
PC_FE25_m1400	14.30	6.10

A Figura 28 ilustra a distribuição da frota circulante de 2016 considerada no estudo, por ano, combustível e tipo de veículo.

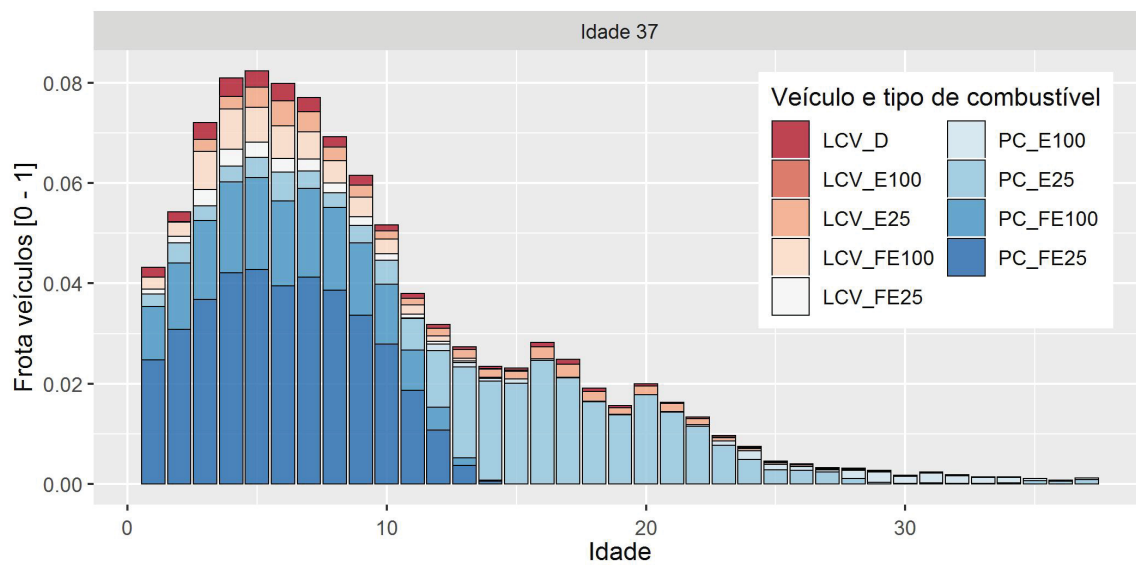


Figura 28: Frota circulante, dividida por idade, combustível e tipo de veículo. Fonte dos dados: CETESB (2016), Sena (2015)

5 RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados do modelo de transportes, inventário de emissões *bottom-up* realizado a partir do modelo de transportes proposto e o encomendado por IPPUC (2019), para os compostos CO, NO_x, NMHC, CO₂ e CH₄.

5.1 MODELO DE TRANSPORTE

5.1.1 Modelo 4-etapas proposto

A Tabela 7 apresenta a distância total com fluxos de automóvel identificada por ambos modelos e a extensão total de vias dos municípios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

Tabela 7: Taxa de cobertura do modelo de transportes.

Município	Extensão de vias ¹ (km)	Modelo IPPUC ² km (% de cobertura)	Modelo Proposto ³ km (% de cobertura)
Curitiba	4816.0	4649 (96.5%)	2474.7 (51.4%)
Almirante Tamandaré	572.1	401.3 (70.1%)	110.6 (19.3%)
Araucária	1057.8	603.1 (57%)	191.8 (18.1%)
Bocaiúva Sul	349.5	173.3 (49.6%)	9.3 (2.7%)
Campina Grande Sul	541.4	295 (54.5%)	62.6 (11.6%)
Campo Largo	1489.7	667.1 (44.8%)	210.9 (14.2%)
Campo Magro	349.4	260.3 (74.5%)	33.1 (9.5%)
Colombo	972.8	657.6 (67.6%)	243.2 (25%)
Contenda	373.1	79.2 (21.2%)	32.8 (8.8%)
Fazenda Rio Grande	553.1	212.3 (38.4%)	108.8 (19.7%)
Itaperuçu	223.0	36.6 (16.4%)	7.8 (3.5%)
Mandirituba	538.6	159.1 (29.5%)	33.5 (6.2%)
Pinhais	443.0	349.2 (78.8%)	155.9 (35.2%)
Piraquara	534.2	273.1 (51.1%)	96.9 (18.1%)
Quatro Barras	283.3	141.5 (49.9%)	67 (23.6%)
Rio Branco Sul	565.9	131.8 (23.3%)	32.9 (5.8%)
São José Pinhais	1816.8	728.8 (40.1%)	384.9 (21.2%)

¹ Distância total de vias baseada nos dados do Open Street Maps (GEOFABRIK, 2018);

^{2,3} Extensão total de vias dos modelos de transporte.

O percentual de cobertura das vias pelo modelo de transportes proposto é de 51.4% para o município de Curitiba e inferior a 35% para os municípios da RMC. O Modelo IPPUC também apresenta menor percentual de cobertura para RMC, embora com cobertura acima de 50% para Almirante Tamandaré, Araucária, Campina Grande do Sul, Campo Magro, Colombo, Pinhais e Piraquara.

A Figura 29 mostra o fluxo horário produzido por cada bairro, normalizado entre 0 e 1. Verifica-se que o horário de pico da manhã é mais acentuado que o horário de pico da tarde, com cerca de 15% do total do fluxo diário.

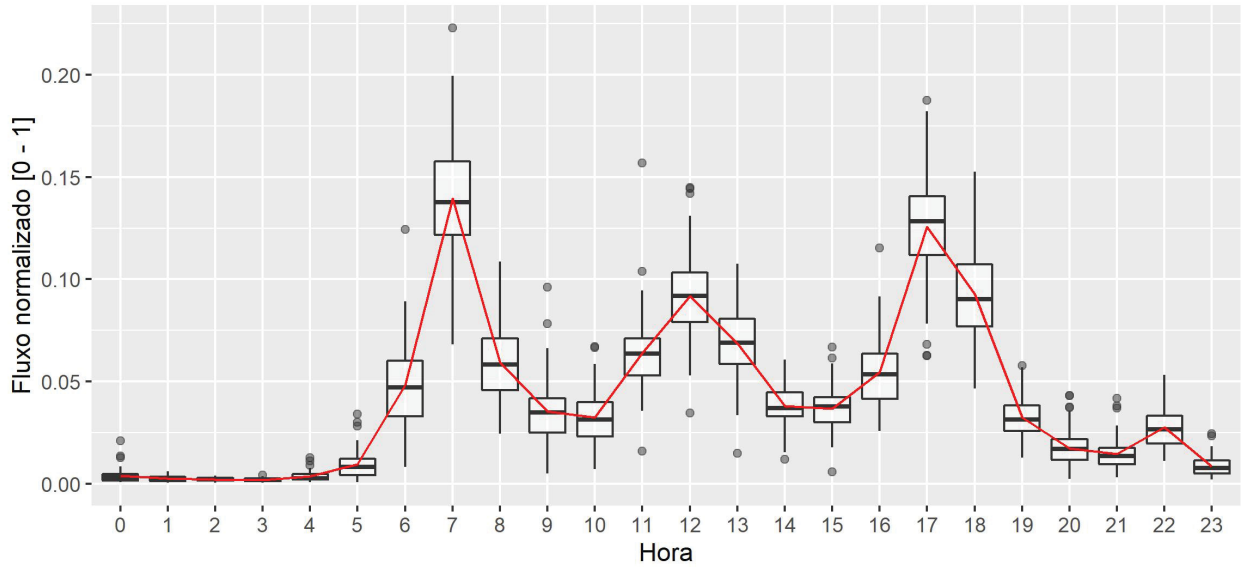


Figura 29: Viagens produzidas por bairro ao longo do dia, normalizadas entre 0 e 1, com média representada pela linha.

As Figuras 30 e 31 apresentam as viagens atraídas e produzidas por zona para todos os modos de transporte e somente para o automóvel, respectivamente.

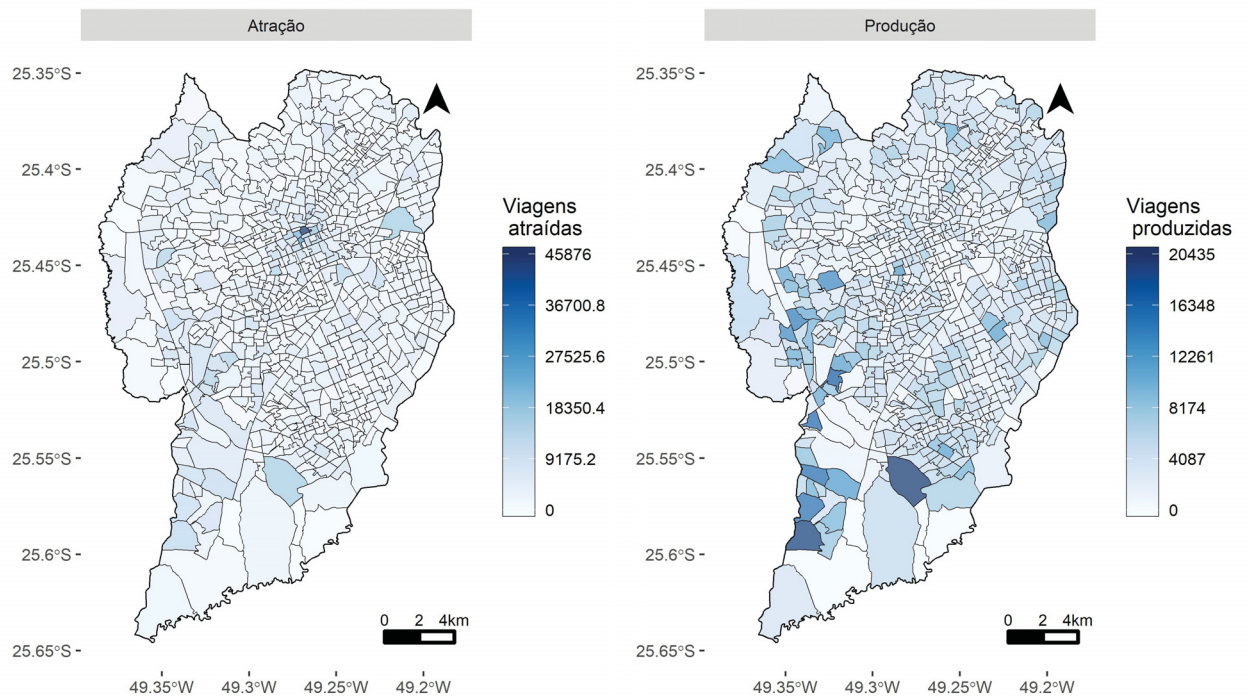


Figura 30: Total de viagens produzidas e atraídas.

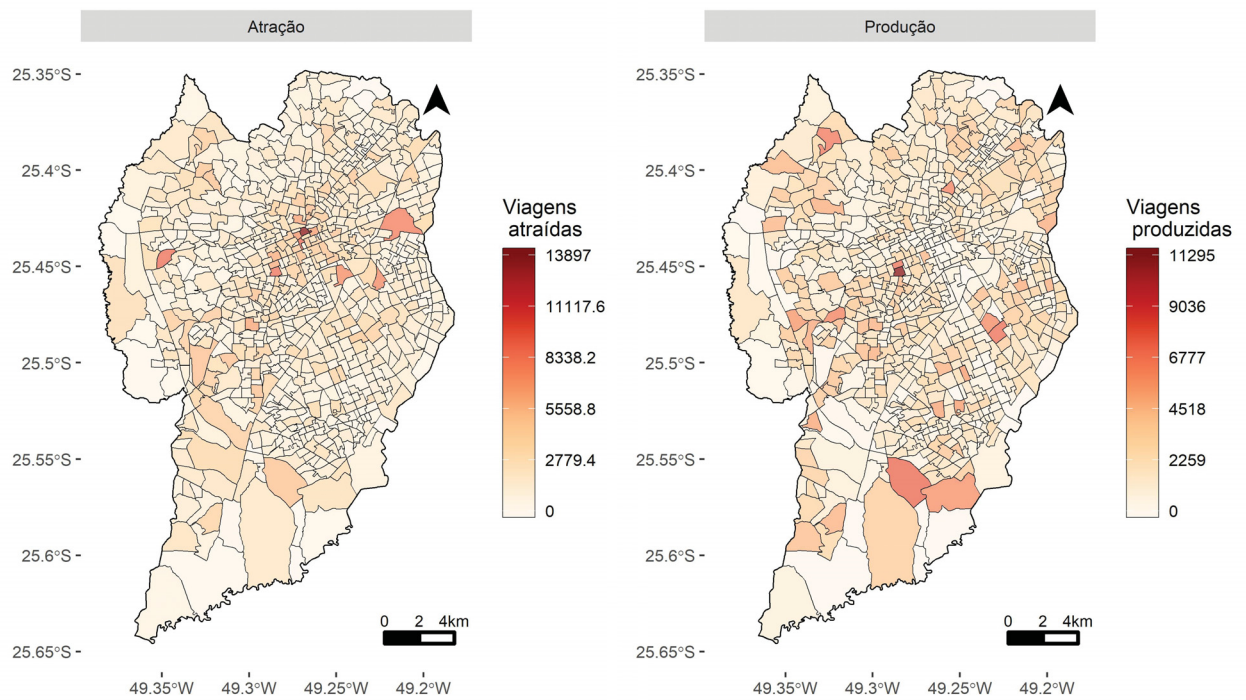


Figura 31: Total de viagens produzidas e atraídas por automóvel.

As viagens produzidas são normalmente relacionadas à zonas residenciais, sendo que zonas centrais, de caráter comercial, atraem mais viagens que produzem. A matriz O/D produzida conta 36828 tipos de zona origem–zona destino, para diferentes modos de transporte. Exclusivamente utilizando automóvel, foram verificados 19702 tipos de viagem (31164 observações). Em 259 zonas (1764 observações), foi identificado viagens por automóvel com origem e destino dentro da própria zona — de modo que não foi possível estimar a distância total percorrida via [Google Maps Plataforma \(2019\)](#).

Foram realizadas 17938 solicitações de roteamento O/D para automóvel em Curitiba e Região Metropolitana. Cada viagem gera um arquivo *shapefile*, e os fluxos são somados através de operação de intersecção espacial. A Figura mostra o número de intersecções realizadas entre as 17938 rotas distribuído espacialmente. O recorte das velocidades livres, geradas pelo algoritmo *Directions API* da Google, para todos os itinerários são mostradas na Figura 33.

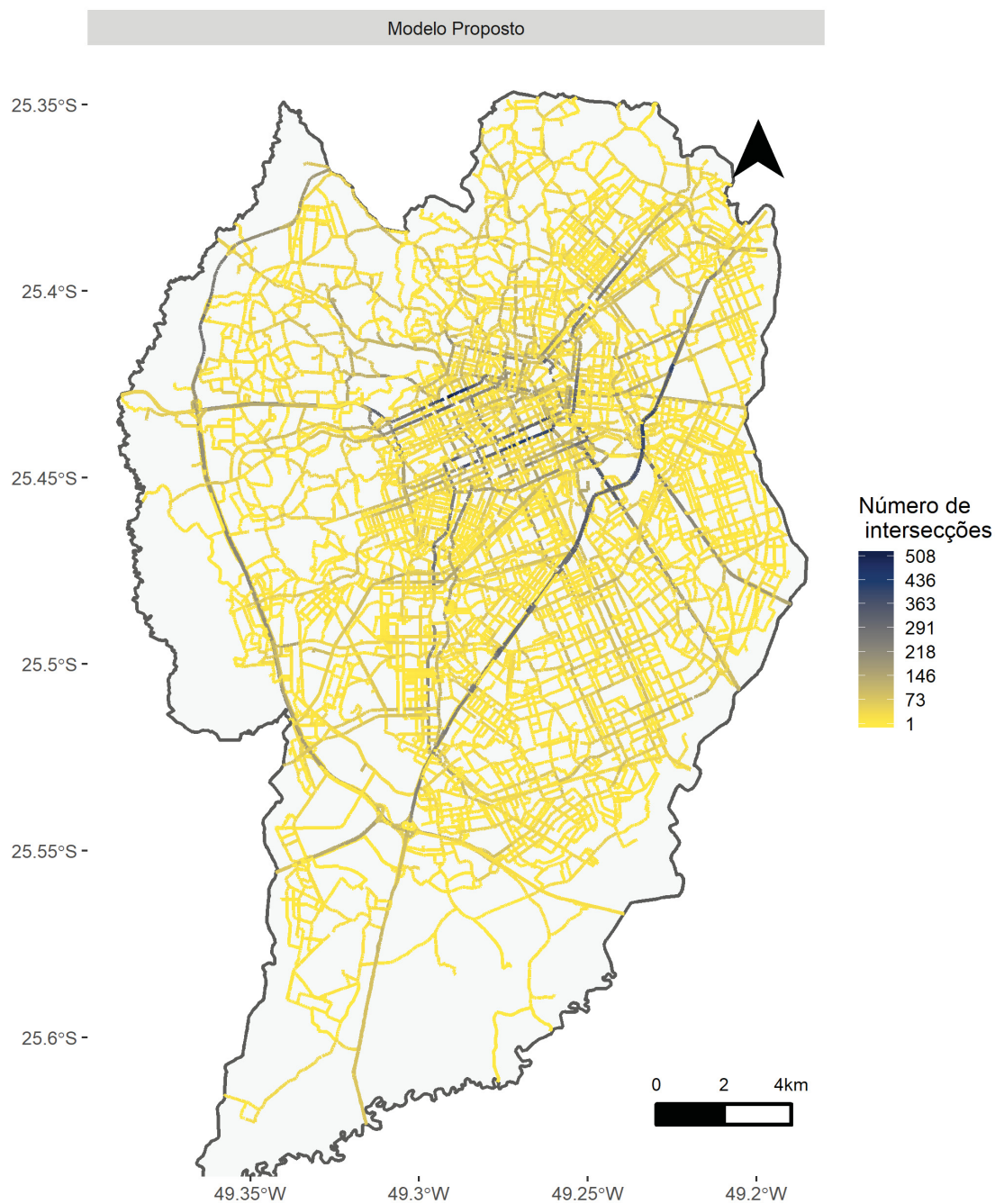


Figura 32: Números rotas Origem-Destino que se sobrepõem espacialmente.

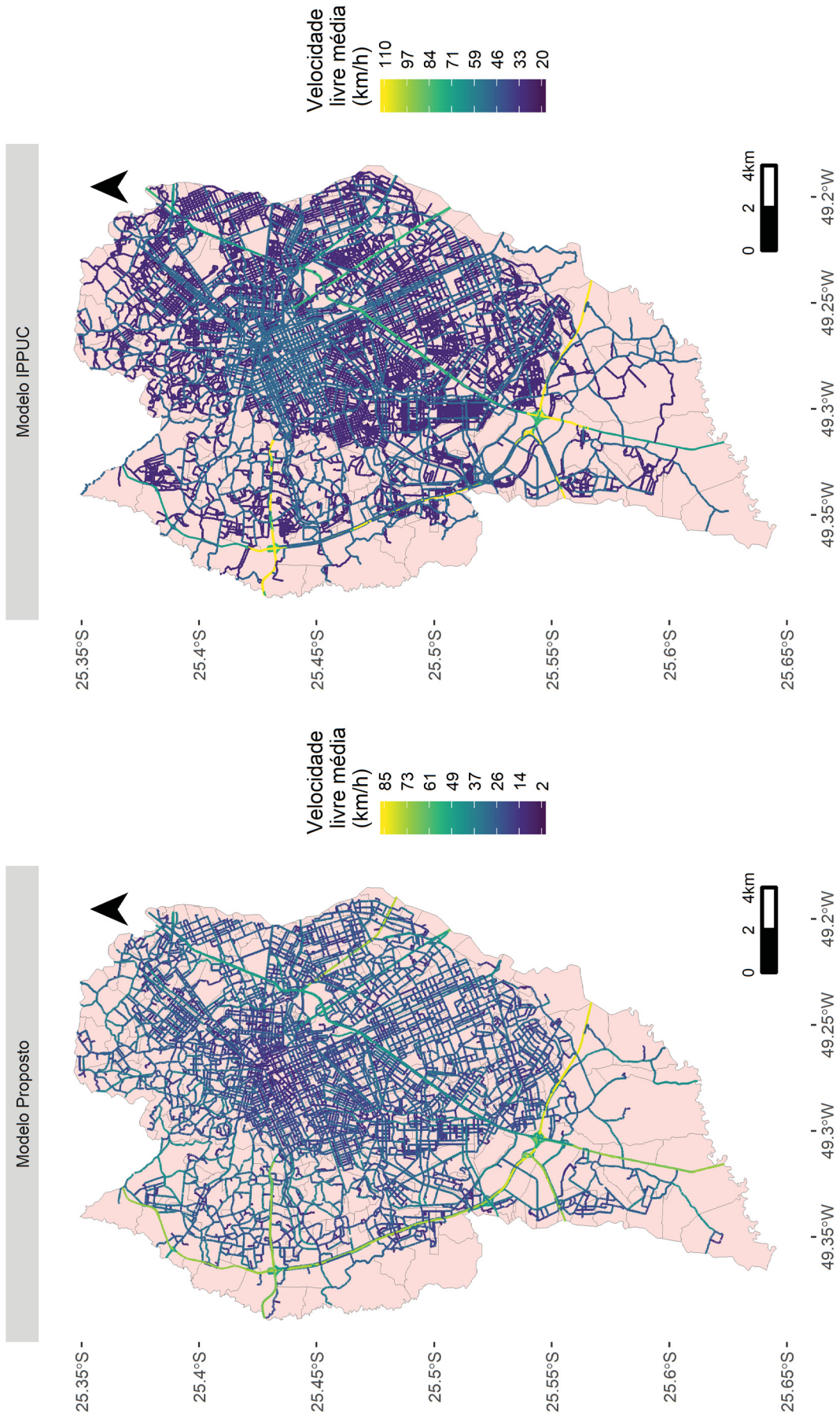


Figura 33: Velocidade livre média do modelo proposto e modelo encomendado por IPPUC (2019).

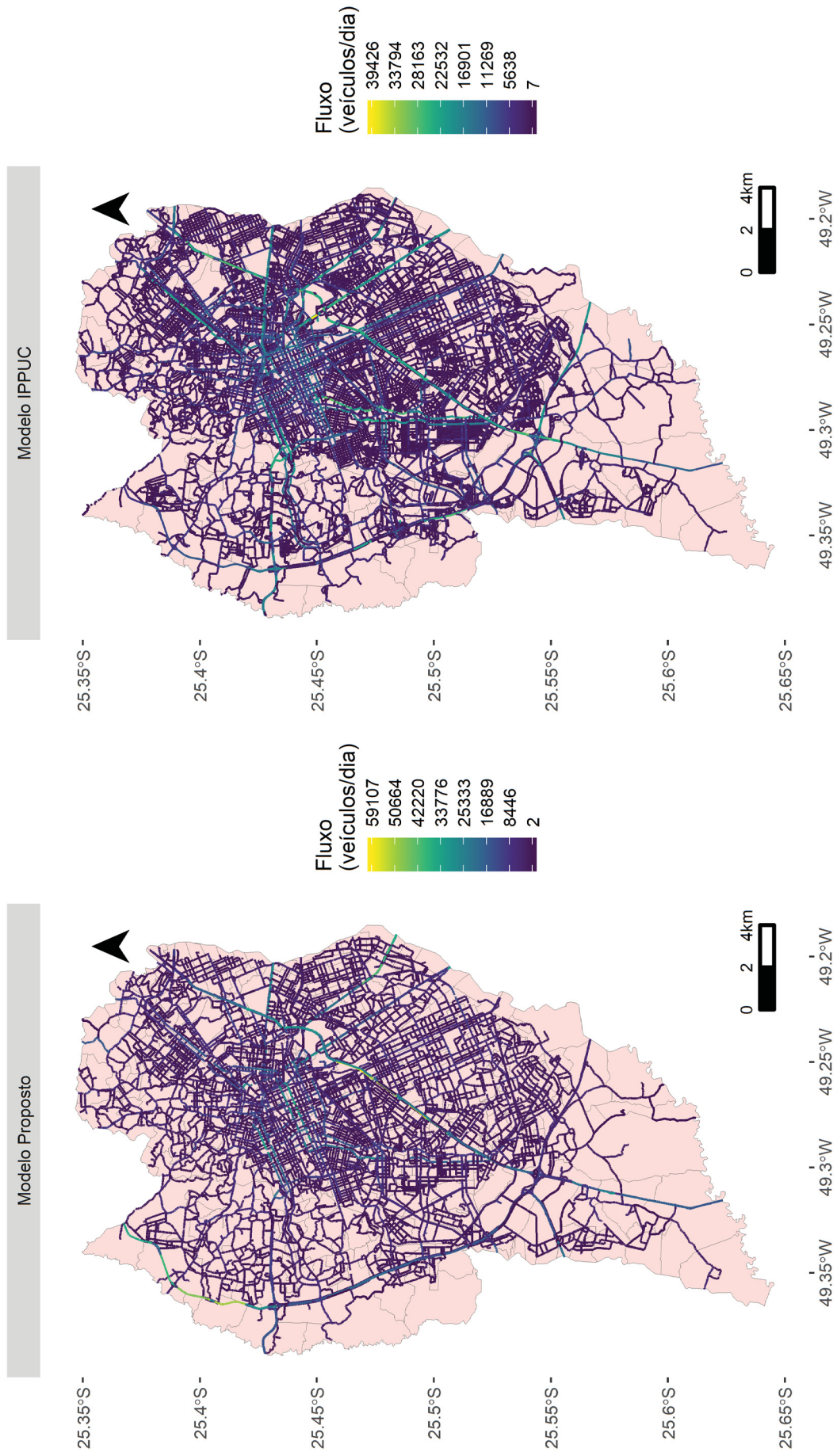


Figura 34: Mapa do modelo proposto e modelo apresentado por IPPUC (2019).

Tendo em vista que as velocidades livres obtidas através de [Google Maps Platform \(2019\)](#) são específicas para cada local e não consideram diretamente informação da velocidade máxima regulamentada, a quantidade de observações em diferentes velocidades é superior, quando comparada com o modelo oficial. A Figura 35 ilustra o comportamento dos cinco valores de velocidade livre mais observados em Curitiba.

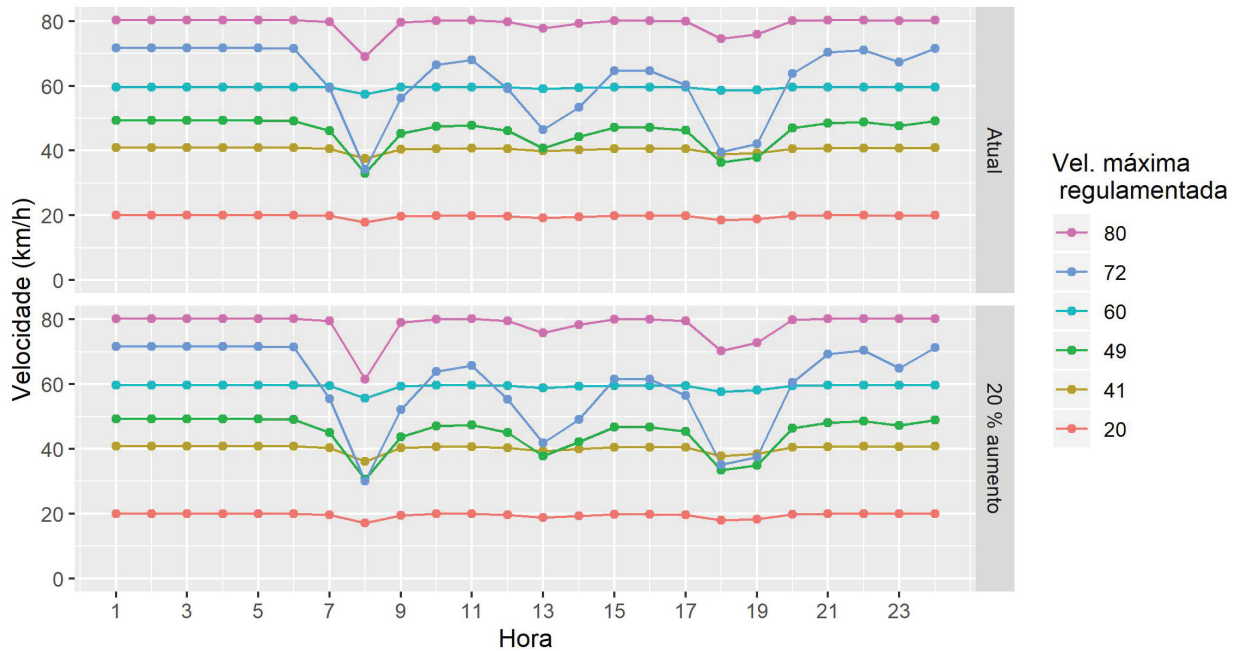


Figura 35: Cenário de velocidade média da frota circulante conforme cenário, para 80, 72, 60, 49, 41 e 20 km/h.

A calibração da matriz O/D considerou as contagens volumétricas no cordão interno (*screen line*), em 38 pontos de fronteira, conforme mostrado na Figura 22. Foram sorteados 32% dos pontos de contagem para validação dos resultados.

Tabela 8: Comparação dos resultados modelados (Modelo Proposto) e observados.

R^2	ρ	MAE ¹	Dado
0.92	0.96	4277.5	Calibração
0.81	0.90	8482.0	Validação

¹MAE: Erro Médio Absoluto.

O arquivo do modelo de transportes proposto apresenta 2097024 dados de velocidade (87376 links de via \times 24 horas do dia). Para cada cenário, foram estimadas emissões para 13 categorias de veículos, considerando cinco poluentes por categoria. Dessa forma, cada arquivo de emissão conta com 77589888 de dados (87376 links de via \times 37 idades diferentes \times 24 horas do dia), de modo que para cada cenário são gerados aproximadamente 5 bilhões de dados (87376 links de via \times 13 tipos veículo \times 37 anos \times 24 horas \times 5 poluentes).

5.1.2 Modelo de transportes IPPUC

No presente trabalho, o modelo de transportes encomendado por IPPUC (2019) não passou por ajuste nos dados de fluxos. A título de verificação, a Tabela 9 mostra as métricas de comparação dos resultados modelados com a observação das contagens volumétricas (*screen line*).

Tabela 9: Verificação do modelo de transporte apresentado pelo IPPUC.

R^2	ρ	MAE ¹	Dado
0.90	0.95	4623.40	Verificação

¹MAE: Erro Médio Absoluto.

Os fluxos de automóveis ao longo do dia são extrapolados a partir do fator temporal de tráfego e o fluxo no horário de pico da manhã. Os resultados de velocidade média para diferentes classes de velocidade regulamentada é mostrado na Figura 36.

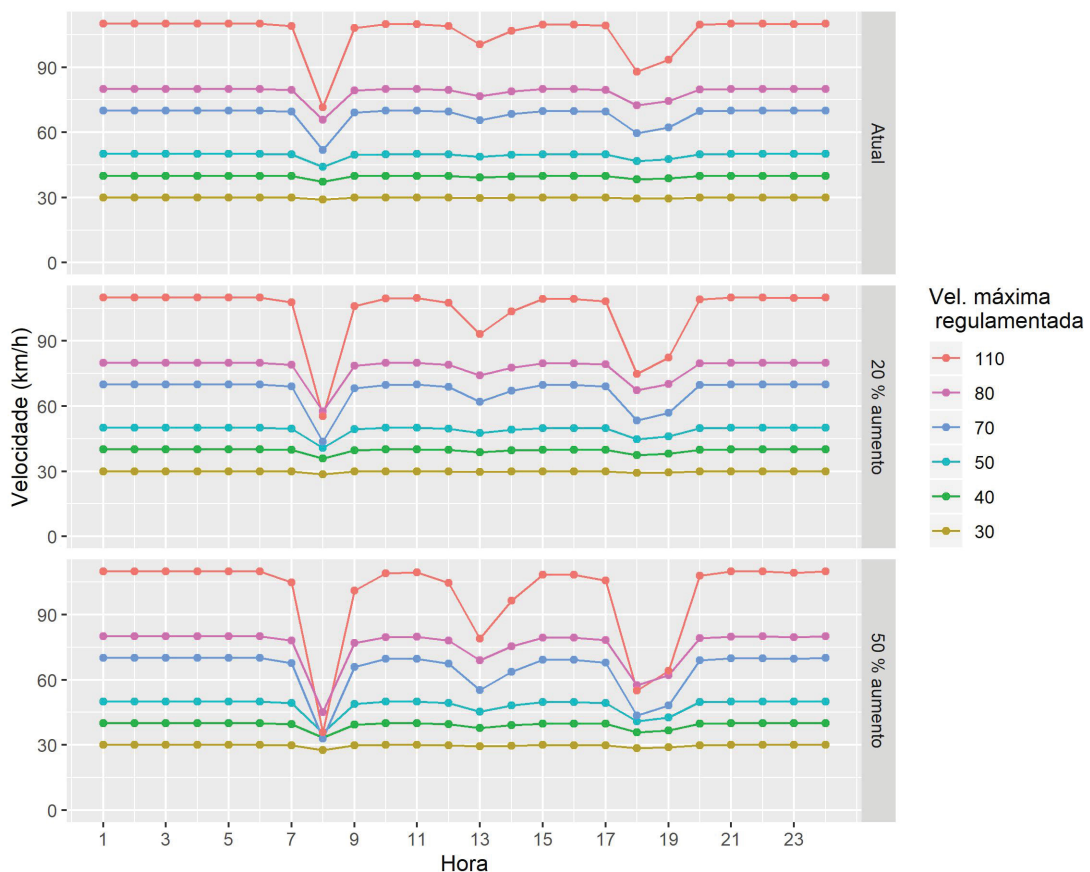


Figura 36: Cenário de velocidade média aumento de 50% da frota circulante, para 110, 80, 70, 50, 40 e 30 km/h.

O modelo de transportes adotado pela Prefeitura conta com 53 817 links de via, sendo gerados 3.1 bilhões de dados para cada cenário (53817 links de via × 13 tipos veículo

$\times 37$ anos $\times 24$ horas $\times 5$ poluentes). O tempo de processamento para cada cenário é de aproximadamente 1 hora, para um Processador Inter(R) Core(TM) i5-4590, de memória RAM de 8,00 GB.

5.2 ESTIMATIVA DAS EMISSÕES

A estimativa das emissões por exaustão são apresentadas em quatro subsecções, considerando a modelagem que utiliza o modelo de transportes proposto, o modelo adotado por IPPUC (2019), bem como os cenários de mudanças na composição e quantidade da frota circulante.

5.2.1 Modelo *bottom-up* Proposto

O resultado das emissões, expresso em toneladas por dia, é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10: Emissões totais de CO, CO₂, CH₄, NMHC e NO_x.

Cenário — Composto (t/dia)	CO	CO ₂	CH ₄	NMHC	NO _x
LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT	21.26	2247.18	0.31	2.16	2.20
LCV-PC_CETESB_2O-EV_AUT	22.07	2299.62	0.31	2.28	2.22
LCV-PC_CETESB_2O-CI_AUT	26.49	2759.37	0.38	2.73	2.67
PC_DAEMME_ATUAL_AUT	24.32	-	-	3.1	2.52
PC_CETESB_ATUAL_AUT	22.01	2127.87	0.32	2.30	2.10

A Figura 37 ilustra o comportamento das emissões conforme idade da frota.

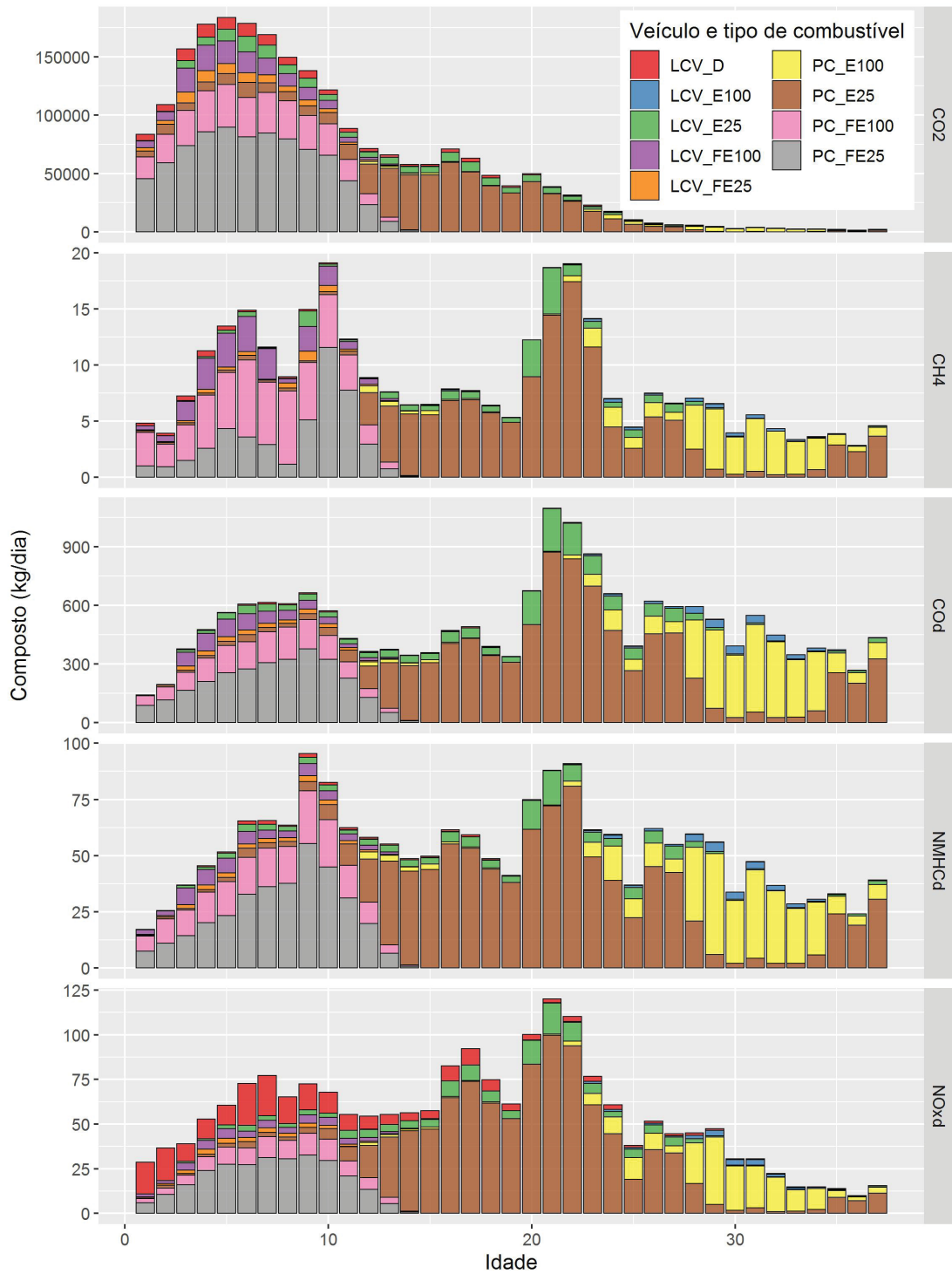


Figura 37: Emissões totais de CO, CO₂, CH₄, NMHC and NO_x, conforme idade de frota.

As Figuras 38 e 39 ilustram as emissões de NO_x, NMHC e CO₂ distribuídas espacialmente.

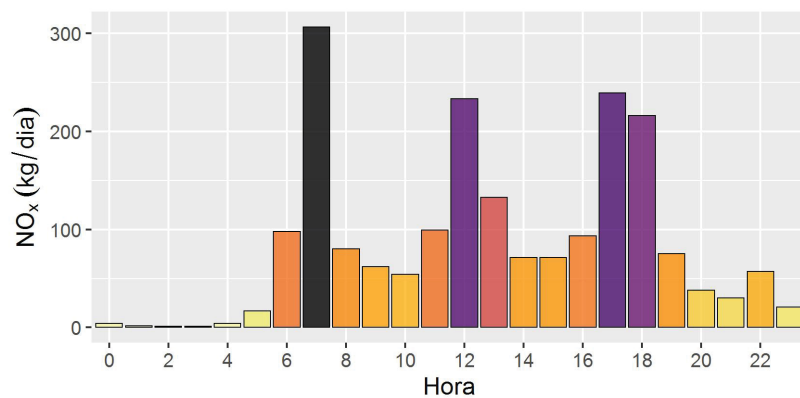


Figura 38: Emissões diárias de NO_x, para o cenário atual, utilizando o modelo de emissões proposto (LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT).

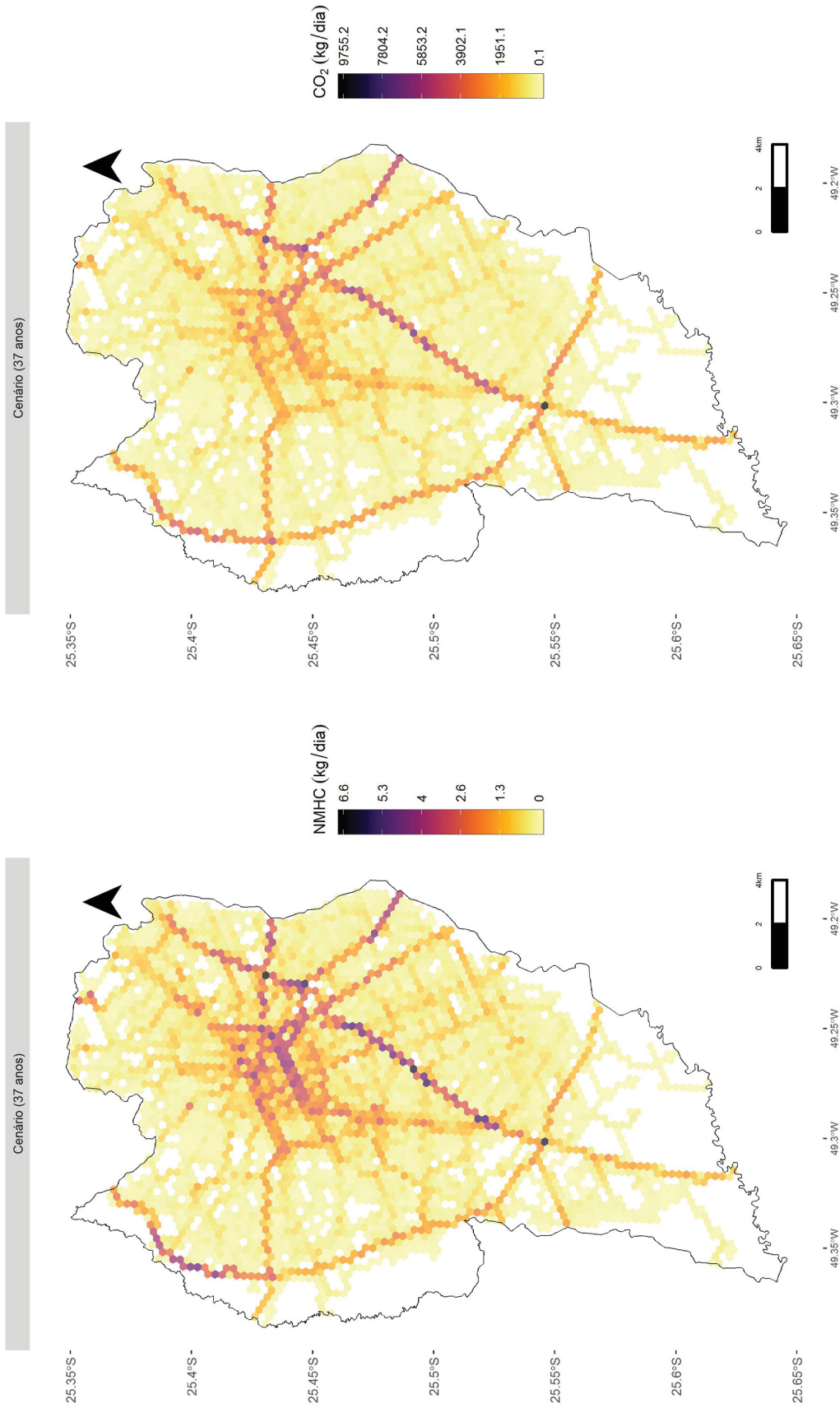


Figura 39: Emissões diárias de NMHC e CO₂, para o cenário atual, utilizando o modelo de emissões proposto (LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT).

5.2.2 Modelo *bottom-up* IPPUC

O inventário de emissões considerando o modelo de transportes do IPPUC é apresentado considerando cenários de idade máxima limitada de frota circulante (Tabela 11), aumento da frota de veículos, tanto elétricos como movidos a combustível fóssil (Tabela 12), e empregando diferentes fatores de emissão (Tabela 13).

Tabela 11: Emissões totais de CO, CO₂, CH₄, NMHC e NO_x, considerando cenário de redução de idade máxima de frota.

Cenário — Composto (t/dia)	CO	CO ₂	CH ₄	NMHC	NO _x
LCV-PC_CETESB_AGE20_IPPUC	14.10	2623.70	0.28	1.20	1.71
LCV-PC_CETESB_AGE30_IPPUC	20.17	2633.48	0.39	1.68	2.53
LCV-PC_CETESB_ATUAL_IPPUC	22.55	2633.56	0.42	1.87	2.69

Tabela 12: Emissões totais de CO, CO₂, CH₄, NMHC e NO_x, considerando cenário de aumento de frota de veículos elétricos e movido a combustão interna.

Cenário — Composto (t/dia)	CO	CO ₂	CH ₄	NMHC	NO _x
LCV-PC_CETESB_ATUAL_IPPUC	22.55	2633.56	0.42	1.87	2.69
LCV-PC_CETESB_20CI_IPPUC	27.44	3179.31	0.51	2.34	3.21
LCV-PC_CETESB_50CI_IPPUC	35.89	4063.28	0.63	3.18	4.11
LCV-PC_CETESB_20EV_IPPUC	22.86	2649.42	0.42	1.95	2.68
LCV-PC_CETESB_50EV_IPPUC	24.01	2671.48	0.52	2.20	2.65

Tabela 13: Emissões totais de CO, NMHC e NO_x, considerando a frota circulante apenas de veículos leves de passageiros, e uso de fatores de emissão proposto por CETESB (2016), Daemme (2017).

Cenário — Composto (t/dia)	CO	NMHC	NO _x
PC_CETESB_ATUAL_IPPUC	24.54	2.01	2.58
PC_DAEMME_ATUAL_IPPUC	26.59	2.63	3.04

A Figura 40 apresenta a distribuição das emissões de CO₂ e CO.

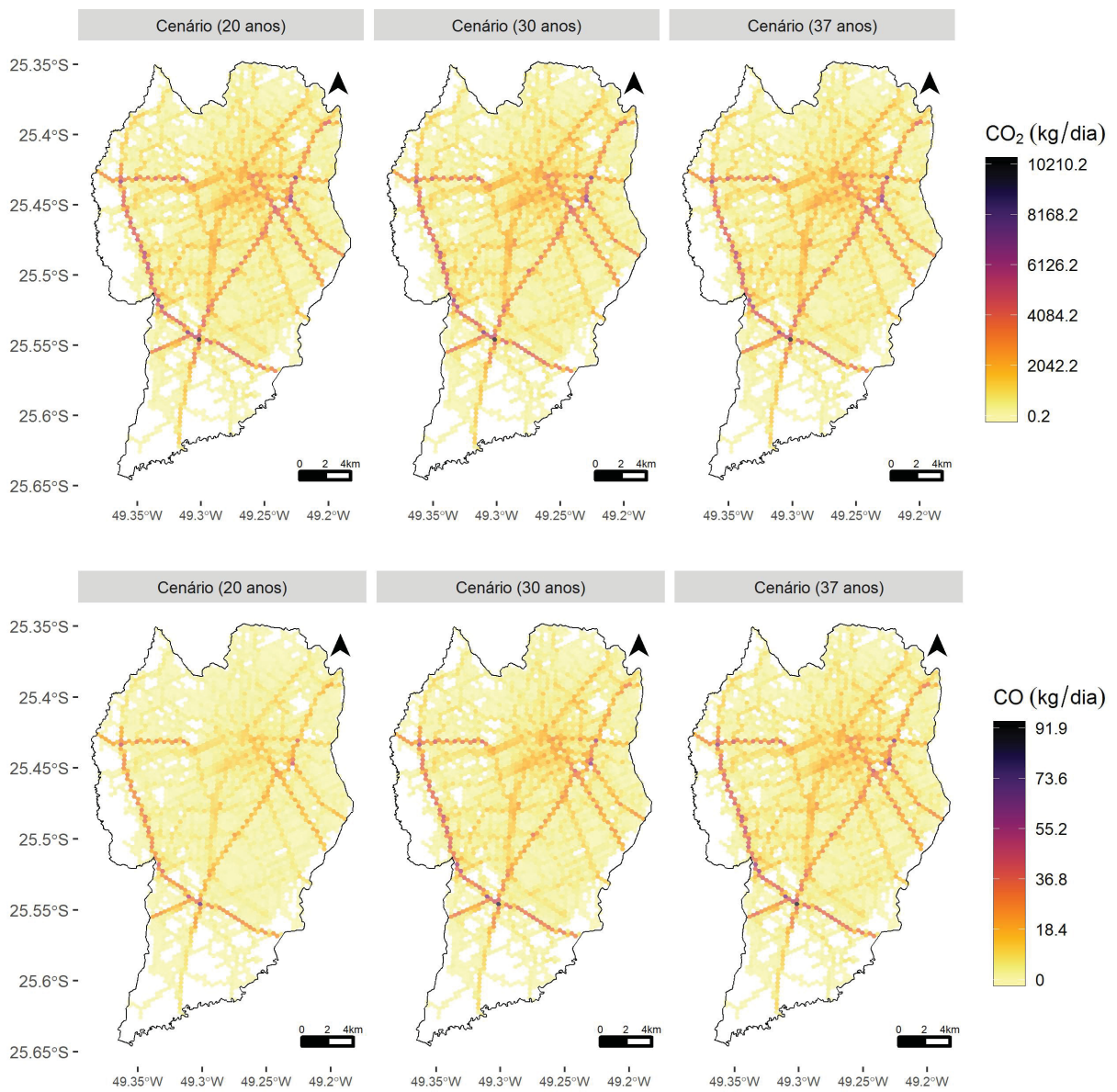


Figura 40: Emissão de CO₂ e CO para o cenário atual, utilizando fatores de emissão da CETESB, e o modelo de transportes adotado por IPPUC (2019).

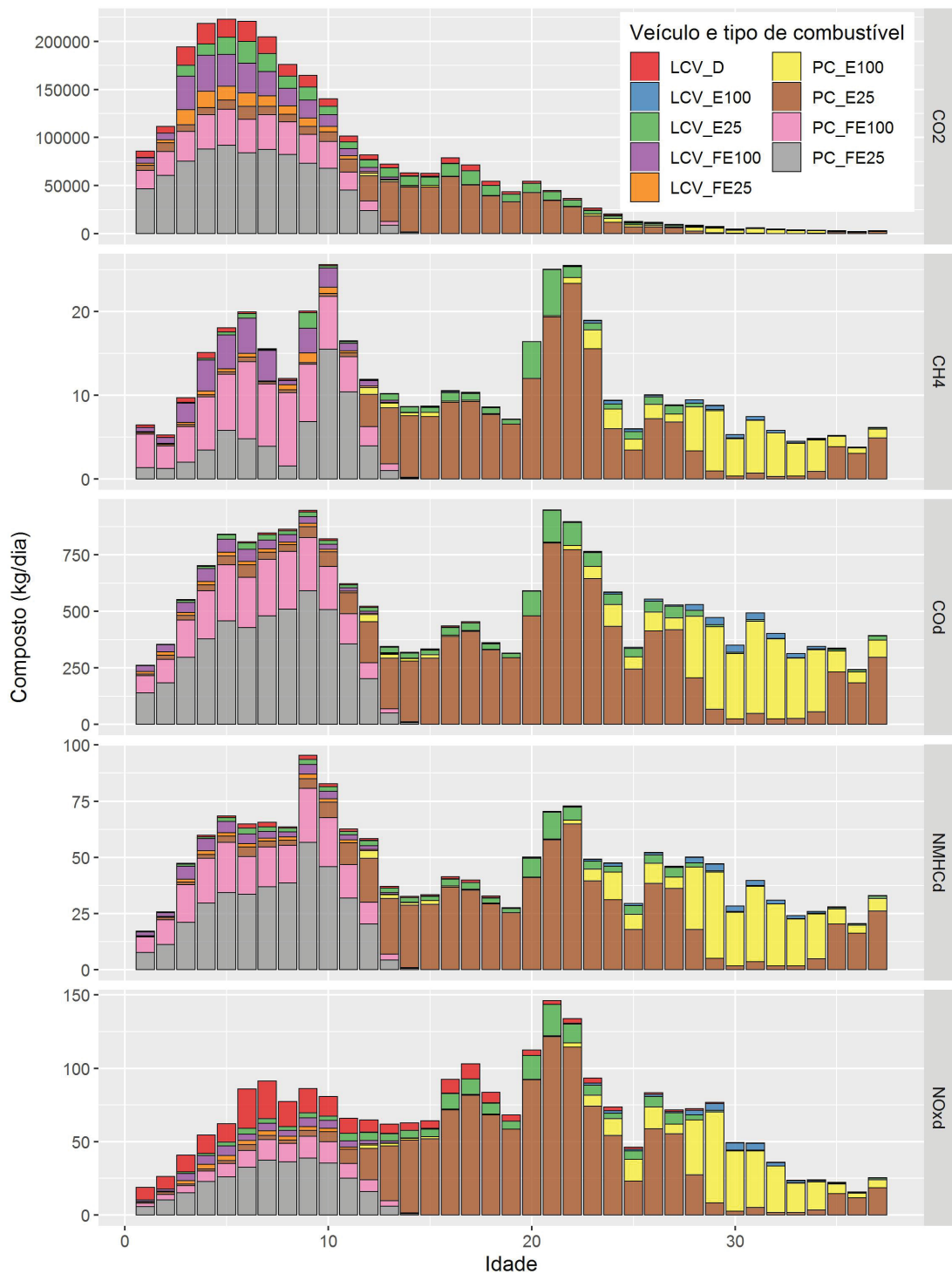


Figura 41: Emissões conforme tipo de poluente, idade da frota circulante e tipo de veículo.

5.2.3 Cenário de mudança de frota circulante

A Figura 54 mostra as regiões em que há variação de emissões entre o cenário de aumento de frota de 20% de veículos elétricos e o cenário atual. É mostrado exemplo para o hidrocarboneto do tipo não-metano, tendo em vista que o comportamento espacial é próximo entre os compostos. As variações entre os demais poluentes são mostradas no

Apêndice A.2. A variação percentual indica o aumento das emissões com relação ao valor atual. Verificou-se aumento máximo de 10% para NMHC, 3.8 % para CO₂ e 6.1% para CO.

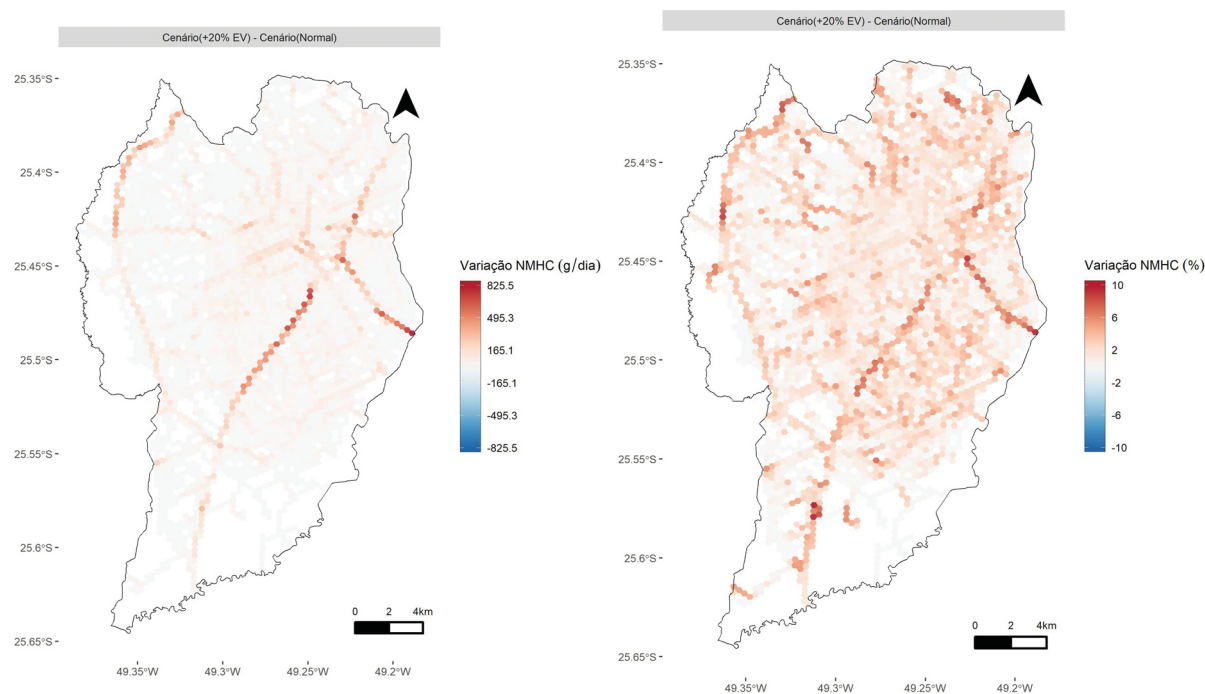


Figura 42: Variação das emissões de NMHC considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos elétricos em 20% e o cenário atual.

A Figura 43 ilustra o comportamento da variação das emissões de NMHC entre o cenário de aumento de frota de 20% de veículos a combustão interna e o cenário atual. Verificou-se aumento de até 12.8% para CO₂, 15.1% para CO, 18.9 % para NMHC e 11.1% para NOx.

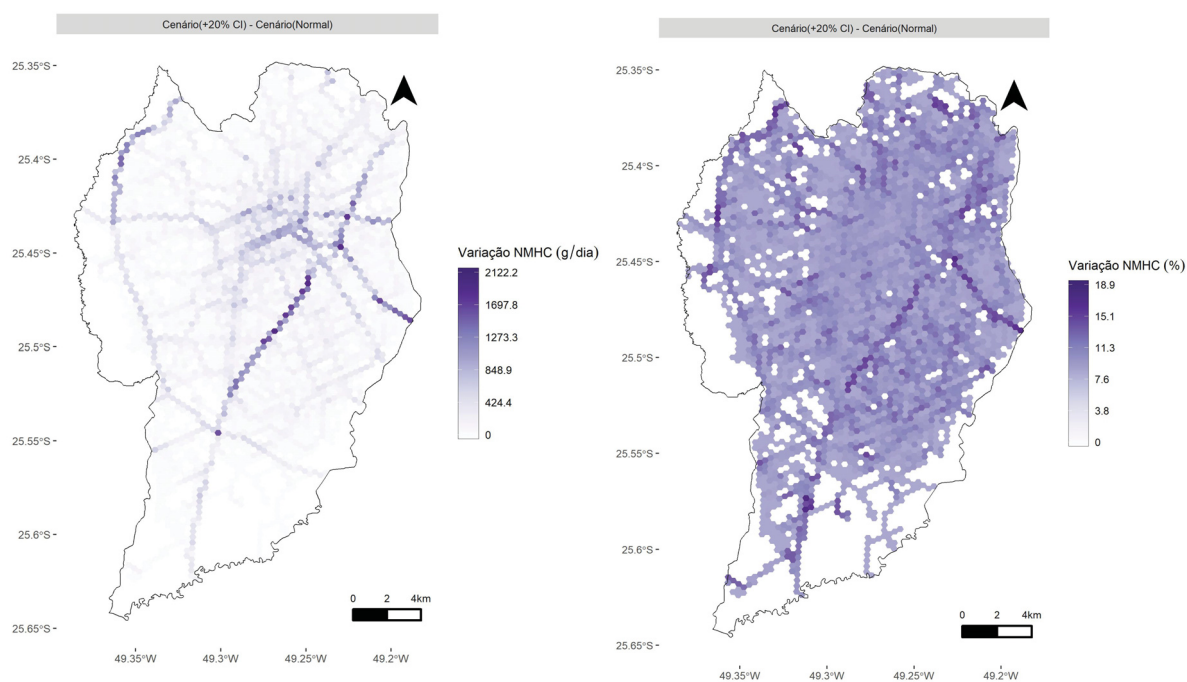


Figura 43: Variação das emissões de NMHC considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.

5.2.4 Cenário de mudança de fator de emissão

A Figura 44 ilustram as emissões de NOx, utilizando o proposto adotado pela Prefeitura. O Apêndice A.1 mostra o comportamento da variação por outros poluentes.

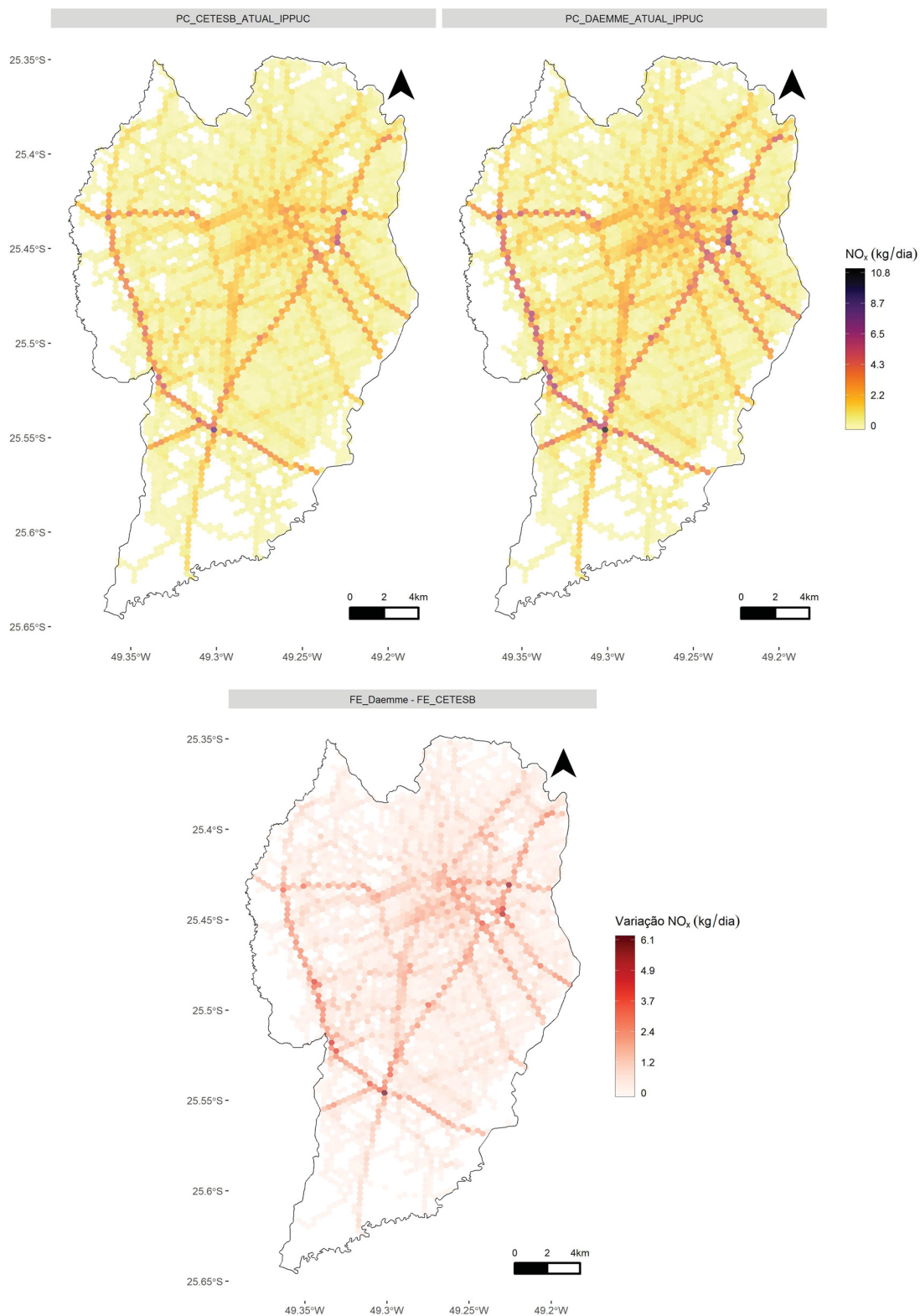


Figura 44: Distribuição espacial das emissões de NO_x, considerando diferentes cenários de fator de emissão.

6 DISCUSSÃO

6.1 MODELO DE TRANSPORTE

A velocidade média diária do modelo de transportes proposto por IPPUC (2019) é de 39,5 km/h, enquanto o modelo proposto apresenta velocidade de 28 km/h. A velocidade livre (sem tráfego) obtida através de Google Maps Plataform (2019) tende a apresentar resultados mais próximos do observado pois é estimada a partir de dados de GPS de usuários das vias. A consideração da velocidade livre sendo a velocidade máxima regulamentada é utilizada em situações em que não há outra informação disponível (ESPINOSA; SCHUCH, 2019).

O modelo de transportes proposto apresentou velocidades livres inferiores a 10 km/h. O modelo contou com 87376 seguimentos de via com velocidade constante, sendo 1068 links (18,8 km) inferiores a 10 km/h, com distância média de 17 m. A menor velocidade registrada foi de 1,98 km/h em um trecho de 11 m. Parte significativa destas velocidades estão concentradas em pequenos trechos de vias, em quarteirões curtos (60 m ou menos), pontes estreitas localizada nos bairros.

Pelo fato do modelo proposto considerar um único itinerário de viagem possível entre uma zona e outra, vias locais (residenciais) deixam de ter maior cobertura pelo modelo, conforme resultado de percentual de cobertura (Tabela 7), que indica que 51.4% e 96.5% das vias de Curitiba foram inventariadas pelo modelo proposto pelo Autor e IPPUC, respectivamente. Vias locais apresentam fluxo de veículos reduzido, por terem característica de via acesso (ORTÚZAR; WILLUMSEN, 2011). A principal característica do modelo IPPUC é apresentar funções de equilíbrio de custo que, quando associado a cada nó (ponto de intersecção de fluxo viário), estima o custo médio para atingir o destino considerando os links de via disponíveis (GENTILE; NOEKEL, 2009).

A estimativa da distância total percorrida por todos os veículos no modelo mostra como o modelo proposto concentra maior parte dos fluxos nas vias principais, sem distribuição através de caminhos alternativos. A distância total percorrida VKT^1 é a soma da multiplicação da distância ΔS de cada link de via i pelo fluxo Q_i , conforme expressão

$$VKT_{total} = \sum_i \Delta S_i \cdot Q_i. \quad (6.1)$$

O modelo proposto apresenta distância total percorrida de 10,2.10⁶ km para 2474.7 km de vias modeladas, enquanto o modelo IPPUC conta com VTK de 13,2.10⁶ km para 4649 km de vias.

¹ da literatura de língua inglesa *Vehicle Kilometers Travelled*

Os fluxos mais significativos foram identificados nas vias arteriais e rodovias, com destaque para Linha Verde, Av. das Torres, Rodovia Contorno Leste e do Café, Av. Victor Ferreira do Amaral, e vias do sistema trinário de Curitiba (R. Padre Agostinho e R. Martim Afonso, Av. Silva Jardim e Av. Visconde de Guarapuava, R. Jovino do Rosário e R. Canadá). Tais vias foram identificados mais número de interseções de rotas O/D. Os maiores fluxos viários foram identificados na região noroeste do Município.

O tempo de processamento das etapas da modelagem de transportes foram cerca de segundos, com exceção das solicitação via Google API (30 horas) e intersecção dos fluxos viários de mesmo sentido (72 horas), para um Processador Inter(R) Core(TM) i5-4590, de memória RAM de 8,00 GB. No código de download dos trajetos foram adicionados cinco segundos de atraso em cada solicitação ao API para não ultrapassar o limite de taxa de download estipulado pela Plataforma.

6.2 ESTIMATIVA DAS EMISSÕES

Visando permitir comparação entre os resultados modelos, a Figura 45 apresenta as estimativas de emissões de CO₂ para os cenários LCV-PC_CETESB_ATUAL_AUT e LCV-PC_CETESB_ATUAL_IPPUC. É realizado também operação de subtração entre emissões, indicado no mapa como “Modelo Proposto – Modelo IPPUC”, visando verificar quais regiões do município apresentaram variação. O gráfico apresentado indica a correlação entre os hexágonos de emissões do modelo proposto e do IPPUC. Os hexágonos com emissão mais significativa estão localizados nas intersecções de fluxos (como viadutos Linha Verde x Contorno Leste, Linha Verde x Av. das Torres, Av. Victor Ferreira do Amaral e BR-116) e Rodovias (início BR-277 e Contorno Leste). Os demais compostos, NO_x, CO, NMHC e CH₄ são mostrados no Apêndice A.3.

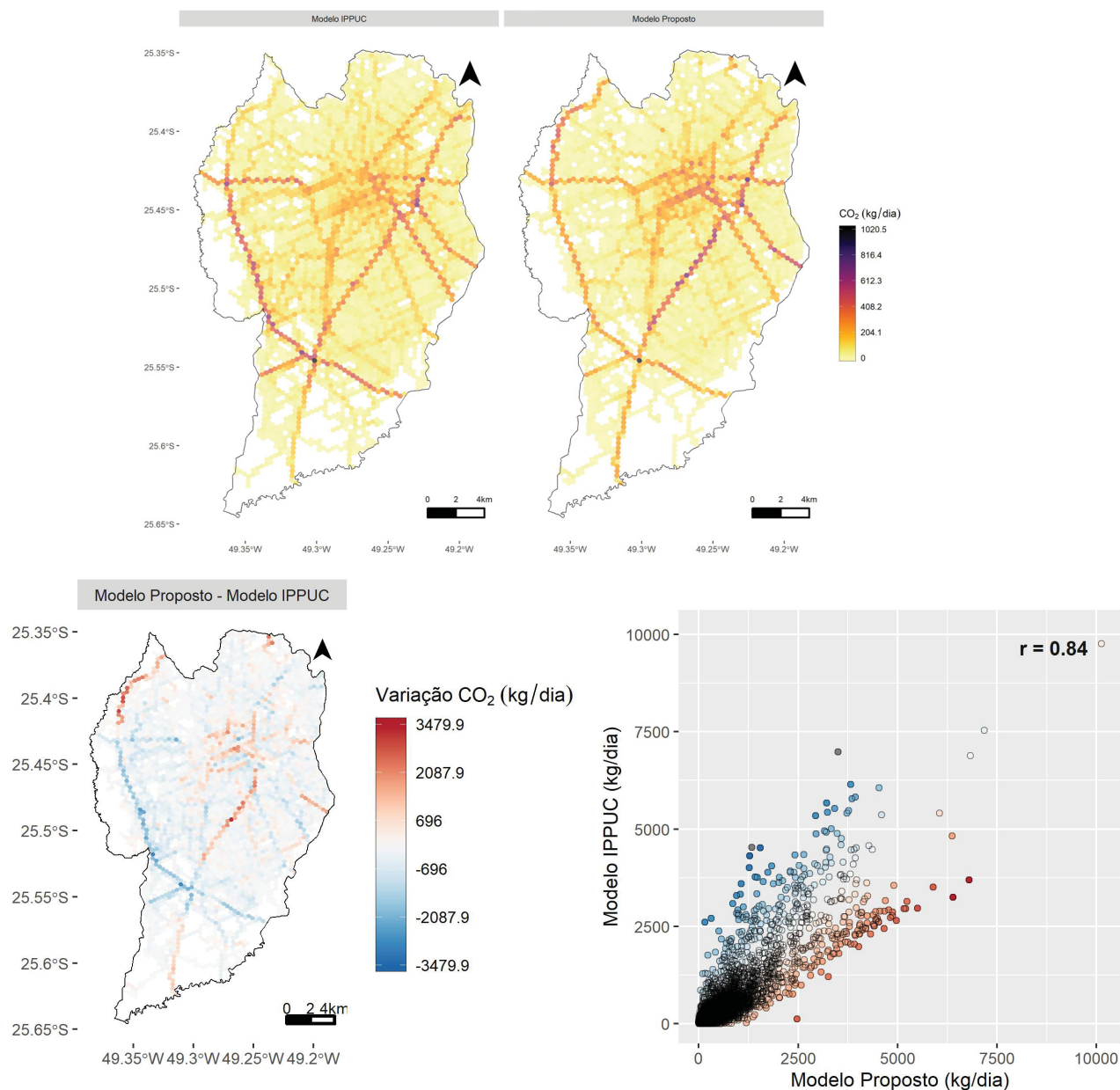


Figura 45: Emissões de CO₂ para o modelo IPPUC e proposto.

As emissões apresentadas espacialmente por hexágonos de cerca de 357 metros apresentaram cobertura satisfatória das vias de Curitiba. Soma-se 3317 hexágonos com emissões veiculares pelo modelo de transportes da Prefeitura, sendo 3182 desses identificados pelo modelo de transportes proposto.

O resultados do inventário, a partir de ambos modelos de transporte, apresentaram resultados próximos para alguns compostos. A correlação entre as emissões individualizadas por hexágono foi de 0.88 para CH₄, 0.84 para CO₂, 0.78 para CO, 0.75 para NMHC e 0.86 para NO_x (Apêndice A.3). Considerando os cenários atuais, utilizando veículos leves de passageiros e comerciais leves e fatores de emissão da CETESB, foi verificado diferença de 6.8% para CO, 14.6% para CO₂, 35% para CH₄, -15.5% para NMHC e 17.5% para

NO_x. Apenas o composto NMHC apresentou resultados superiores ao adotar o modelo de transportes proposto. A justificativa se dá pelo alto fator de emissão de NMHC associado às baixas velocidades de veículos da fase PP (Pré-Proconve). O modelo proposto apresenta velocidade média de 10 km/h a menos que o modelo oficial proposto pela Prefeitura.

Com relação ao compostos CO, NO_x, CO₂ e CH₄, as razões se devem, principalmente, à diferença da distância total percorrida, *VTK*, como comentado na Subsecção 6.2. As emissões de alguns compostos respondem de forma diferente conforme mudança de velocidade média. O Anexo C ilustra o comportamento das emissões para dos compostos considerando veículos leves de passageiros e comerciais leves, a partir do modelo COPERT.

O mesmo comportamento de aumento dos fatores de emissão dependentes da velocidade ocorre nos cenários de introdução de frota, seja elétrica ou movida a combustível fóssil. A introdução 20% de frota elétrica resultou em aumento das emissões em 3.6%, 1.0%, 5.2% e 0.9% para o compostos CO, CO₂, NMHC e NO_x, respectivamente, considerando o modelo de transportes proposto pelo Autor. Isso se deve ao fato de que grande parte dos poluentes apresentam menores fatores de emissão com o aumento da velocidade média. A introdução de 20% de veículos elétricos não impactou as emissões de CH₄, devido à baixa variação das emissões conforme variação de velocidade.

Beckx e Broekx (2006) avaliaram o impacto da redução da velocidade máxima regulamentada para 30 km/h nas emissões, através do modelo VeTESS (*Vehicle Transiente Emissions Simulation Software*)², verificando aumento de CO₂ e consumo de combustível pouco expressivo, entre 3 – 5 %, e diminuição superior a 20 % para Material Particulado (MP).

O comportamento das emissões conforme idade de frota e tipo de combustível se mostrou próximo de outros estudos que avaliaram emissões veiculares com a frota típica brasileira (ESPINOSA, 2017; PINTO et al., 2020). As emissões conforme idade de frota indicam contribuição significativa da frota superior a 20 anos para os compostos CH₄, CO, NMHC e NO_x. Apesar da frota circulante ser reduzida, os fatores de emissão e deterioração são significativos. Conforme Figura 13, a frota de ano 2016 de veículos leves de passageiros movido à gasolina, por exemplo, tem fator de emissão de 0.23 g/km para CO, 0.03 g/km para NO_x e 0.02 g/km para NMHC. Já a frota de ano 1980, para um quilômetro rodado, são geradas 33.6 g de CO, 1.4 g de NO_x e 3.06 g de NMHC (CETESB, 2016). As emissões de CO₂ não diminuem conforme idade de frota, sendo a geração diretamente relacionada à combustão completa e ao consumo de combustível (FONTARAS; ZACHAROF; CIUFFO, 2017). Leirião e Miraglia (2019) estudou os efeitos na eliminação de frota antiga sobre a concentração de Material Particulado na Região Metropolitana de São Paulo, indicando a necessidade de investimento em programas de transporte de baixo impacto, de renovação

² Modelo estima as emissões dinâmicas e consumo de combustível em escala de segundos.

de frota antiga, e políticas de transporte a nível municipal.

Os cenários que consideram a frota circulante composta apenas por veículos leves de passageiros adotaram, para cada modelo de transporte, o uso de fatores de emissões propostos por Daemme (2017) e CETESB (2016). Ao empregar os fatores de emissão propostos por Daemme (2017), as emissões foram superiores para em 20% para CO, 31% para NMHC e 25% para NOx considerando o modelo de transportes proposto e IPPUC. As variações são as mesmas para ambos os modelos de transporte, pois os dados de entrada (fluxos de veículos, distribuição de composição veicular) são os mesmos para os pares de cenários [PC_CETESB_ATUAL_IPPUC, PC_DAEMME_ATUAL_IPPUC], e [PC_CETESB_ATUAL_AUT, PC_DAEMME_ATUAL_AUT].

O aumento das emissão está relacionado, principalmente, ao fator de degradação da frota mais antiga, que é associado ao fator de emissão. Segundo Daemme (2017), na fase do PROCONVE PP e L1, a partir do décimo primeiro ano de idade da frota, o valor de emissões foi combinado na proporção de 20% com o valor calculado para os veículos alto emissores³, gerando o teto de emissões para o ano de fabricação.

Já para as fases L2, L3 e L4, CETESB (2016) considera o fator de degradação (aumento de poluentes em gramas por quilômetro acumulado) inferior ao proposto por Daemme (2017), uma vez que adota amostras em condições de uso com acúmulo de quilometragem de até 80.000 km, enquanto o fator de degradação alternativo considera valor de acúmulo superior. Para as fases mais recentes, L5 e L6, foi adotado fator de degradação baseado em dados experimentais do trabalho combinados ao fator de emissão do veículo novo (IEV). A mesma abordagem foi adotada para o compostos NMHC e NOx (DAEMME, 2017).

6.2.1 Fonte de incertezas

Ntziachristos e Boulter (2009) propõe escores para avaliar a qualidade dos dados de fatores de emissão dependentes da velocidade segundo tipo de veículo e combustível, da seguinte forma:

- A: Estimativa baseada em grande quantidade de monitoramentos em diversos locais que adequadamente representam o setor. Erro: 10 – 30 %;
- B: Estimativa baseada em grande quantidade de monitoramentos em diversos locais que representam grande parte do setor. Erro: 20 – 60 %;
- C: Estimativa baseada em alguns monitoramentos em um número reduzido de locais, ou um calculo baseado em alguns fatores relevantes. Erro: 50 – 200 %.

³ Para os veículos leves, dados do sistema de inspeção veicular da cidade de São Paulo apontaram para um percentual de reprovação inicial de aproximadamente 20% da frota com mais de dez anos de uso (BRANCO et al., 2013; BRANCO, 2015), citado por Daemme (2017).

A Tabela 14 mostra a variação dos erros nas estimativas das emissões dependentes da velocidade conforme categoria de veículo e combustível.

Tabela 14: Escores de erros associados ao fator de emissão (NTZI-ACHRISTOS; SAMARAS, 2016).

Categoria	NOx	CO	NMHC	CH ₄	CO ₂
PC G	A	A	A	A	A
PC D	A	A	A	A	A
LCV G	B	B	B	C	A
LCV D	B	B	B	C	A

Daemme (2017) apresentou formulação dos fatores de emissão através de regressão, conforme mostrado pela Equação 4.8, determinando coeficientes de ajuste, bem como erros padrão associados a cada coeficiente. Os erros absolutos variaram entre 0.1 – 4%, para os compostos NMHC, CO e NOx, utilizando empregando veículos leves de passageiros de diferentes idades movidos a flex-gasolina, flex-etanol, etanol e gasolina.

Com relação aos fatores de emissão dependentes da velocidade, Rakha e Ding (2003) destacam que modelos macroscópicos não representam de forma adequada comportamentos de agressividade de paradas de veículos, variação dos níveis de aceleração, de modo a não considerar o aumento das emissões devido a esse efeito. Lejri et al. (2018) investigam a sensibilidade do modelo COPERT e PHEM (microscópico) à variação de velocidade, para mesmos cenários, verificando que COPERT subestima o consumo de combustível em 13-25% e as emissões de NOx em 17-36%, para períodos de congestionamento.

O erro associado à estimativa da matriz O/D é também um fator que resulta em diferenças no Modelo 4 etapas (ORTÚZAR; WILLUMSEN, 2011), e conseqüentemente nas emissões totais. No estudo, o erro foi estimado pelo produto da média ponderada do erro de amostragem pela população da zona, conforme expressão

$$E_{OD} = \frac{\sum_i^{755} Pop_i \times Erro_i}{\sum_i^{755} Pop_i} = 17.3\%. \quad (6.2)$$

A estimativa não considerou erros as zonas de Curitiba que não contaram com amostra da população residente, uma vez que não foi incluída produção de viagem no modelo. Neste caso, foram verificadas 19 zonas sem amostras, que totalizam 19066 residentes. O valor do erro associado as viagens é próximo do verificado por Brutti-Mairesse et al. (2012) — que estimaram emissões veiculares de compostos na cidade de Nantes⁴, a partir de definição de matriz origem-destino com incerteza de 20%.

⁴ Localizado na França, com cerca de 304 mil habitantes.

Os fluxos distribuídos ao longo do dia consideram o valor médio normalizado de viagens a cada hora, como mostrado na Figura 29. Contudo, Ortúzar e Willumsen (2011) destacam que no horário de pico da manhã os movimentos de produção-atração são maiores que atração-produção. Por exemplo, a região central de Curitiba atrai mais movimentações do que produz no horário de pico da manhã. Dessa forma, com base nas movimentações produzidas (Figura 29), definiu-se a variação horária como a diferença entre o máximo e o mínimo fluxo pelos 75 bairros, para cada hora. A Figura 46 ilustra a variação máxima associada à distribuição de viagens ao longo do dia.

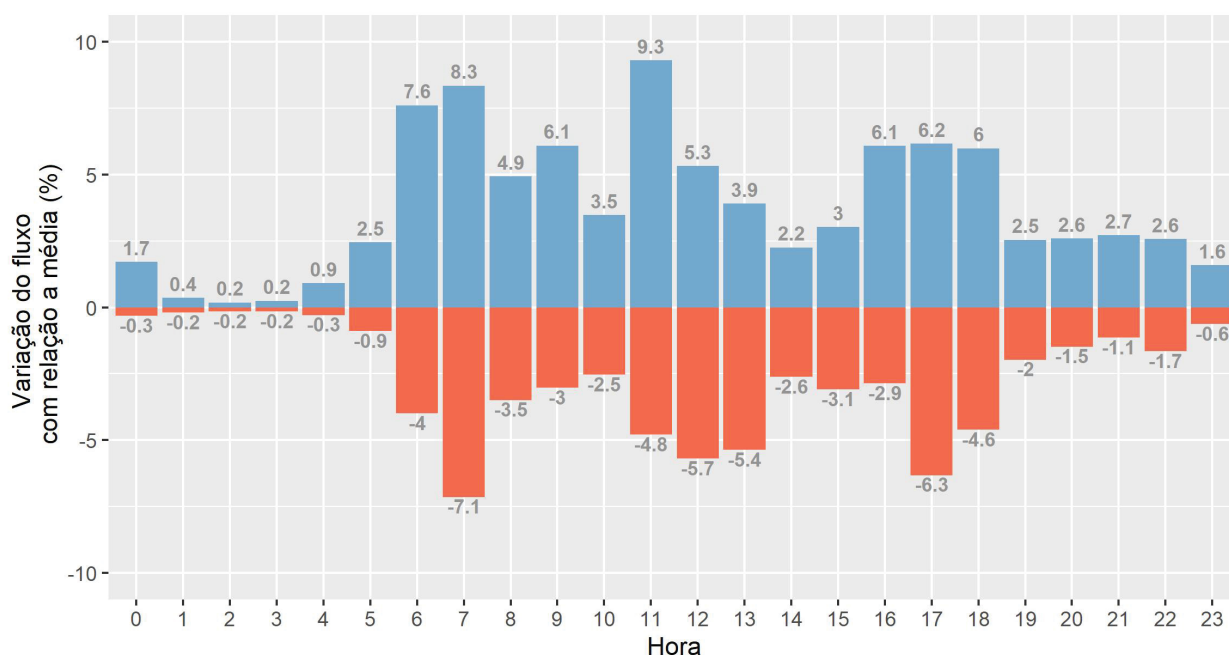


Figura 46: Variação associada ao fluxo, considerando viagens produzidas pelos 75 bairros do município.

A alocação das viagens também acarreta em imprecisão, não só com relação ao local exato de origem e destino, como também no trajeto adotado. O trabalho adotou o trajeto preferencial informado pela Plataforma *Google Maps Platform* (2019), através da seleção da opção “melhor chute” (*best guess*), apesar da ferramenta informar opções secundárias de trajeto ao usuário. Tendo em vista que o API não permite realizar solicitações de viagens no passado, apenas no futuro ou presente, as rotas e tempos de viagens são calculados para o ano de 2019. Assim, de 2016 (ano base do estudo) para 2019 (geração de rotas via *Google Maps API*), possíveis alterações no sentido de circulação viária e aumento do tempo de viagem podem gerar diferenças na alocação do tráfego.

Os dados da Pesquisa O/D de Curitiba não informou a taxa de pessoas móveis distribuída espacialmente, apenas da média dos valores de 33 %. É esperado que haja variação dos valores, principalmente entre a região central, zonas periféricas de Curitiba e Região Metropolitana.

Outra fonte de incerteza é a composição de veículos que circula em cada via, tanto por idade média como categoria (leves de passageiros como comercial leve) e tipo de combustível. Regiões de renda mais alta do município tendem a apresentar veículos com idade mais nova, enquanto regiões de baixa renda com veículos mais antigos — afetando as emissões no município de forma distinta (MILLER et al., 2002).

7 CONCLUSÃO

O presente trabalho avaliou as emissões de CO, CO₂, NO_x, NMHC e CH₄ para veículos leves de passageiros e comerciais leves no município de Curitiba (estudo de caso), propondo, para tanto, um aprimoramento no modelo de transportes 4-etapas. Para fins de comparação da diferença nas emissões, foi também realizado inventário *bottom-up* considerando o modelo de transportes adotado pela Prefeitura de Curitiba.

O modelo de transporte 4-etapas proposto apresentou bons valores de correlação e coeficiente de determinação no momento da calibração com dados de contagem volumétrica na fronteira (*screen line*), e comportamento macroscópico das emissões similares ao modelo comercial adotado pela Prefeitura. O modelo apresentou vantagens por utilizar dados de velocidade mais próximos do observado, por ser gratuito e livre (*open-source*). A abordagem proposta permite ainda a construção de diferentes matrizes Origem/Destino, que podem considerar cenários alternativos de mudança de uso no solo, diminuição do número de viagens e mudanças nos tipos de rotas. Contudo, destaca-se que há ainda necessidade de melhorar a cobertura para vias secundárias do município, dada a baixa razão entre a distância total de vias do modelo de transportes pelo total de vias em Curitiba.

O emprego de fatores de emissão para veículos leves de passageiros proposto por Daemme (2017), que considerou aumento das condições de degradação devido ao acúmulo de rodagem, indicou que as emissões dos compostos estudados são subestimadas quando avaliados fatores de emissão propostos por CETESB (2016), para veículos leves de passageiros.

As simulações considerando a eliminação da frota antiga mostram redução significativa das emissões, de 4-38 % para todos compostos estudados com exceção do CO₂, indicando que políticas de renovação de frota pode gerar reduções significativas nas emissões globais.

Considerando os cenários de aumento da frota circulante, a inclusão da frota de veículos elétricos apresenta redução nas emissões quando comparado com o mesmo número de veículos a combustão interna. Contudo, quando comparado com a frota circulante atual, movida a combustível fóssil, a inclusão de veículos elétricos leva a mais emissões por exaustão devido à redução de velocidade média da parte parcela movida a combustível fóssil. Assim, estudos de projeção da inclusão de veículos elétricos devem considerar o impacto relacionado às emissões indiretas por exaustão a partir da parcela não-elétrica, além da construção de programas de renovação da frota que também incluam medidas para reduzir o número de automóveis em circulação.

7.1 RECOMENDAÇÕES

Diversas abordagens não consideradas neste trabalho podem ser adotadas para ampliar o escopo do modelo e permitir análise mais detalhada das emissões veiculares em Curitiba. Outros dados e análises que podem ser incluídas são:

- i) Geração de mais de uma rota entre zonas de origem e destino, que podem ser produzidas a partir de diferentes pontos de origem e destino, não apenas o centróide ponderado. Outros pontos de origem podem ser definidos a partir das informações de população da grade estatística (IBGE, 2010). Apesar do maior custo computacional, tal medida geraria maior distribuição dos fluxos viários e conseqüentemente das emissões na área urbana;
- ii) Consideração de diferentes fatores temporais de fluxos viários, considerando fluxos produção-atração, atração-produção;
- iii) Ampliação do inventário para outros compostos regulados e inclusão de compostos não regulados;
- iv) Avaliação da contribuição de diferentes formas de emissões (emissões por partida a frio, desgaste de freio e pneus, evaporativas);
- v) Inclusão de emissões geradas por transporte coletivo através de outros formatos de dados, como GPS de ônibus e GTFS — formato padrão utilizado pelo Google Maps e empresas de aplicativo de celular para organizar os dados geolocalizados de um sistema de transporte (PEREIRA et al., 2020);
- vi) Determinação de fatores de emissão considerando o gradiente da via;
- vii) Consideração de cenários de substituição de viagens a partir de distância mínimas;
- viii) Estimativa de viagens intrazonais (com mesma origem e destino) para as emissões totais;
- ix) Análise da influência da redução/aumento das velocidades máximas regulamentadas.

Outros estudos diretamente relacionados à emissões veiculares podem também incluir:

- i) Utilizar os dados de inventário de emissões para a construção de modelos de qualidade do ar;
- ii) Combinar dados Pesquisa O/D para avaliar de intensidade da exposição à poluição

- iii) Emprego de fatores de emissão obtidos através de sistema de monitoramento portátil de emissões (PEMS — *portable emissions measurement system*), para simular condições reais de direção (perfil de condução, condições do veículo, inclinação de via, entre outros fatores).

REFERÊNCIAS

- ANFAVEA. *Estatísticas produção, vendas e exportação de autoveículos*. [S.l.], 2018. Disponível em: <www.anfavea.com.br/estatisticas.html>. Citado 2 vezes nas páginas 26 e 64.
- ARMSTRONG, J. M.; KHAN, A. M. Modelling urban transportation emissions: role of gis. *Computers, Environment and Urban Systems*, Elsevier, v. 28, n. 4, p. 421–433, 2004. Citado na página 16.
- BARLA, P.; MIRANDA-MORENO, L. F.; LEE-GOSSELIN, M. Urban travel co2 emissions and land use: A case study for quebec city. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Elsevier, v. 16, n. 6, p. 423–428, 2011. Citado na página 16.
- BARLOW, T. J.; BOULTER, P. G.; MCCRAE, I. S. *An evaluation of instantaneous emission models*. 2007. Disponível em: <<https://trl.co.uk/>>. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 31.
- BECKX, L. I. P. C.; BROEKX, S. *Impact of 30 km/h zone introduction on vehicle exhaust emissions in urban areas*. [S.l.]: Belgium: Association for European Transport and contributors. 9pp, 2006. Citado na página 88.
- BIRCH, C. P.; OOM, S. P.; BEECHAM, J. A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological modelling*, Elsevier, v. 206, n. 3-4, p. 347–359, 2007. Citado na página 62.
- BORGE, R. et al. Comparison of road traffic emission models in madrid (spain). *Atmospheric Environment*, Elsevier Science, v. 62, 2012. ISSN 1352-2310. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 29.
- BRAGA, A. L. F. et al. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in são paulo, brazil. *Pediatric Pulmonology*, John Wiley and Sons, v. 31, p. 106–113, 2001. ISSN 8755-6863,1099-0496. Citado na página 15.
- BRANCO, F. C. et al. Benefícios ambientais e resultados do programa de inspeção e manutenção de são paulo. *XXI SIMEA Simpósio Internacional de Engenharia Automotiva*, v. 21, 2013. Citado na página 89.
- BRANCO, M. C. *A inspeção veicular como instrumento de controle da poluição atmosférica nas grandes cidades*. Tese (Doutorado) — Universidade de São Paulo, 2015. Citado na página 89.
- BRUNI, A. D. C.; BALES, M. P. *Curvas de intensidade de uso por tipo de veículo automotor da frota da cidade de São Paulo: Relatório*. [S.l.], 2013. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2013/12/curvas-intensidade-uso-veiculos-automotores-cidade-sao-paulo.pdf>>. Citado 4 vezes nas páginas 11, 35, 36 e 123.
- BRUTTI-MAIRESSE, E. et al. Estimation of pollutant emissions from the road traffic at a city scale, and its sensitivity as regards the calibration of the static traffic assignment

models. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, Elsevier, v. 48, p. 2091–2100, 2012. Citado na página 90.

BUREAU OF PUBLIC ROADS. *Traffic and assignment manual*. [S.l.], 1964. Disponível em: <<https://catalog.hathitrust.org/Record/000968330>>. Citado na página 34.

CANCELLI, D. M.; DIAS, N. L. Brevê: uma metodologia objetiva de cálculo de emissões para a frota de veículos brasileira. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 1, n. 1, 2015. Citado na página 31.

CERT. *Comprehensive Modal Emission Model (CMEM)*. 2014. Disponível em: <<https://www.cert.ucr.edu/cmem/index.html>>. Citado na página 29.

COMBES, A.; FRANCHINEAU, G. Fine particle environmental pollution and cardiovascular diseases. *Metabolism*, Elsevier, v. 100, p. 153944, 2019. Citado na página 15.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Emissões veiculares no estado de São Paulo: Série relatórios*. São Paulo, 2016. 221 p. Citado 11 vezes nas páginas 15, 21, 25, 26, 62, 63, 66, 79, 88, 89 e 93.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA nº 297*: Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. Brasília, 2002. Citado na página 20.

COOLEY, D. *googleway: Accesses Google Maps APIs to Retrieve Data and Plot Maps*. [S.l.], 2018. R package version 0.3.9. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/googleway/googleway.pdf>>. Citado na página 53.

DAEMME, L. C. *Modelo para determinação de fatores de emissão em veículos leves de passageiros e motocicletas*. Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 2017. Acesso em: 17.01.2019. Citado 9 vezes nas páginas 21, 31, 32, 62, 63, 79, 89, 90 e 93.

DEMIR, E.; BEKTAS, T.; LAPORTE, G. A comparative analysis of several vehicle emission models for road freight transportation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Elsevier Science, v. 16, p. 347–357, 2011. ISSN 1361-9209. Citado na página 31.

DETRAN. *Estatísticas de Trânsito do Paraná*. 2018. Disponível em: <<http://www.detran.pr.gov.br/estatisticas-de-transito-do-parana/>>. Acesso em: 20/01/2019. Citado 7 vezes nas páginas 11, 21, 23, 24, 64, 121 e 122.

DETRAN. *Frota de veículos por Tipo e Município*. 2019. Disponível em: <<http://www.detran.pr.gov.br/frota-de-veiculos-por-tipo-e-municipio/>>. Acesso em: 20/01/2019. Citado 2 vezes nas páginas 22 e 23.

EPA. *Latest Version of Motor Vehicle Emission Simulator (MOVES)*. 2014. Disponível em: <<https://www.epa.gov/moves/latest-version-motor-vehicle-emission-simulator-movesmanuals>>. Citado na página 29.

ERMES. *The Handbook Emission Factors for Road Transport (HBEFA)*. 2017. Disponível em: <<http://www.hbefa.net/e/index.html>>. Citado na página 29.

- ESPINOSA, S. A. I. *Air pollution modeling in São Paulo using bottom-up vehicular emissions inventories*. Tese (Doutorado) — Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas Departamento de Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 2017. Acesso em: 17.09.2018. Citado 3 vezes nas páginas 16, 27 e 88.
- ESPINOSA, S. I.; SCHUCH, D. *vein: Vehicular Emissions Inventories*. [S.l.], 2019. R package version 0.7.0. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/vein/index.html>>. Citado 2 vezes nas páginas 33 e 85.
- ESPINOSA, S. I.; YNOUE, R. *Strategies to cut vehicular green house emissions*. 2017. Disponível em: <<https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/docs/02greenhousee.pdf>>. Acesso em: 20.12.2017. Citado na página 56.
- ESPINOSA, S. I. et al. Vein v0.2.2: an r package for bottom-up vehicular emissions inventories. *Geosci. Model Dev.*, n. 10.5194/gmd-2017-193, p. 1–29, 2017. Citado 3 vezes nas páginas 33, 61 e 64.
- FAIZ, A.; WEAVER, C. S.; WALSH, M. P. *Air Pollution from Motor Vehicles: Standards and Technologies for Controlling Emissions*. Washington, DC, USA: The International Bank for Reconstruction and Development, 1996. Citado 3 vezes nas páginas 28, 30 e 32.
- FONTARAS, G.; ZACHAROF, N.-G.; CIUFFO, B. Fuel consumption and co2 emissions from passenger cars in europe—laboratory versus real-world emissions. *Progress in Energy and Combustion Science*, Elsevier, v. 60, p. 97–131, 2017. Citado na página 88.
- FRANCO, V. et al. Road vehicle emission factors development: A review. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 70, p. 84–97, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 31 e 32.
- GALLARDO, L. et al. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for bogotá, buenos aires, santiago, and são paulo. *Atmospheric Environment*, Elsevier Science, v. 47, p. 12–19, 2012. ISSN 1352-2310. Citado na página 16.
- GENTILE, G.; NOEKEL, K. Linear user cost equilibrium: the new algorithm for traffic assignment in visum. In: *Proceedings of European Transport Conference 2009*. [S.l.: s.n.], 2009. Citado na página 85.
- GEOFABRIK. *Geofabrik: Downloads*. [S.l.], 2018. Disponível em: <<https://www.geofabrik.de/data/>>. Citado na página 67.
- Google Maps Plataforma. *Directions API: Developed Guide*. [S.l.], 2019. Disponível em: <<https://developers.google.com/maps/documentation/directions/intro>>. Citado 7 vezes nas páginas 49, 52, 53, 69, 73, 85 e 91.
- HAAN, P. de; KELLER, M. Emission factors for passenger cars: application of instantaneous emission modeling. *Atmospheric Environment*, Elsevier Science, v. 34, p. 4629–4638, 2000. ISSN 1352-2310. Citado na página 28.
- IBGE. *Grade estatística*. [S.l.], 2010. Disponível em: <<https://mapasinterativos.ibge.gov.br/grade/default.html>>. Citado 2 vezes nas páginas 49 e 94.

- ICET. *Calculating Urban Transportation Emissions: Private Vehicles — Lessons from existing tools' development, design and implementation*. 2015. Disponível em: <<http://www.icet.org.cn/english/admin/upload/2015101235945161.pdf>>. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 29.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. *PROCONVE/PROMOT: Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores*. Brasília, 2011. 586 p. Citado 6 vezes nas páginas 15, 20, 32, 117, 118 e 119.
- IPPUC. *Fatores de ajuste de volumes de tráfego para a cidade de Curitiba*. [S.l.], 2017. Disponível em: <<http://www.ippuc.org.br>>. Citado 2 vezes nas páginas 49 e 114.
- IPPUC. *Pesquisa Origem-Destino Domiciliar*. [S.l.], 2019. Disponível em: <<http://www.ippuc.org.br>>. Citado 16 vezes nas páginas 9, 16, 43, 44, 46, 49, 56, 58, 59, 67, 71, 72, 74, 75, 80 e 85.
- ISSRC. *International Vehicle Emissions Model*. 2014. Disponível em: <<http://www.issrc.org/>>. Citado na página 29.
- KOEBEL, M.; ELSENER, M.; MADIA, G. *Recent advances in the development of urea-SCR for automotive applications*. [S.l.], 2001. Citado na página 30.
- LEIRIÃO, L. F. L.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Environmental and health impacts due to the violation of brazilian emissions control program standards in sao paulo metropolitan area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Elsevier, v. 70, p. 70–76, 2019. Citado na página 88.
- LEJRI, D. et al. Accounting for traffic speed dynamics when calculating copert and phem pollutant emissions at the urban scale. *Transportation research part D: Transport and Environment*, Elsevier, v. 63, p. 588–603, 2018. Citado na página 90.
- LINDAHL, R. Aldehyde dehydrogenases and their role in carcinogenesis. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, Informa plc, v. 27, p. 283–335, 1992. ISSN 1040-9238,1549-7798. Citado na página 30.
- MELLIOS, G.; NTZIACHRISTOS, L. *EMEP/EEA emission inventory guidebook; Gasoline evaporation from vehicles*. [S.l.], 2016. Citado na página 31.
- MILLER, T. L. et al. Effect of county-level income on vehicle age distribution and emissions. *Transportation research record*, SAGE Publications Sage CA: Los Angeles, CA, v. 1815, n. 1, p. 47–53, 2002. Citado na página 92.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários: 2013: Ano base 2012*. Brasília, 2014. 586 p. Citado na página 15.
- MOLINA, J. M.; MOLINA, T. L. Megacities and atmospheric pollution. *Journal of the Air Waste Management Association (1995-)*, Air and Waste Management Association, v. 54, p. 644–680, 2004. ISSN 1096-2247,2162-2906. Citado na página 15.
- NAEI. *UK NAEI - National Atmospheric Emissions Inventory*. 2014. Disponível em: <<http://naei.beis.gov.uk/>>. Citado na página 29.

NTZIACHRISTOS, L.; BOULTER, P. *EMEP/EEA emission inventory guidebook; Road Transport: Automobile tyre and break wear and road 20 abrasion*. [S.l.], 2009. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 89.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. *EMEP/EEA emission inventory guidebook; Road Transport: Passenger cars, Light commercial trucks, Heavy-duty vehicles including buses and Motorcycles*. [S.l.], 2016. Citado 6 vezes nas páginas 16, 39, 41, 61, 90 e 124.

ORTIZ, R. A.; MOTTA, R. S. da. Proconve analysis part iii: The economic impact of proconve on air pollution health effects in são paulo, brazil: A benefit transfer exercise. *Integrated Environmental Strategies*, p. 1–20, 2002. Citado na página 20.

ORTÚZAR, J. de D.; WILLUMSEN, L. G. *Modelling transport*. [S.l.]: John wiley & sons, 2011. Citado 4 vezes nas páginas 57, 85, 90 e 91.

PEREIRA, R. H. et al. Desigualdades socioespaciais de acesso a oportunidades nas cidades brasileiras–2019. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea), 2020. Citado na página 94.

PINTO, J. A. et al. Kriging method application and traffic behavior profiles from local radar network database: A proposal to support traffic solutions and air pollution control strategies. *Sustainable Cities and Society*, Elsevier, p. 102062, 2020. Citado na página 88.

POLICARPO, N. A. et al. Road vehicle emission inventory of a brazilian metropolitan area and insights for other emerging economies. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Elsevier, v. 58, p. 172–185, 2018. Citado na página 56.

PTV. *VISUM: State-of-the-Art Travel Demand Modeling*. [S.l.], 2019. Disponível em: <<https://www.ptvgroup.com/en/solutions/products/ptv-visum/>>. Citado na página 59.

PULLES, T.; HESLINGA, D. *The Art of Emission Inventorying: A pragmatic approach to Emission Inventories for various applications*. Utrecht, Holanda: TNO-Environment and Geosciences, 2007. Citado 3 vezes nas páginas 15, 27 e 28.

R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Citado na página 43.

RAKHA, H.; DING, Y. Impact of stops on vehicle fuel consumption and emissions. *Journal of Transportation Engineering*, American Society of Civil Engineers, v. 129, n. 1, p. 23–32, 2003. Citado na página 90.

RECH, C. Estudo experimental da relação ar/combustível para máxima potência em um motor de combustão interna, utilizando diversos combustíveis. 2002. Citado na página 30.

REXEIS, M.; HAUSBERGER, S. *Passenger Car and Heavy Duty Emission Model (PHEM)*. 2016. Disponível em: <<http://www.sustainabletransport.org/>>. Citado na página 29.

ROBIN, N.; SIMON, H. *D4.1 Emission Models*. 2011. Disponível em: <http://o.b5z.net-/i/u/10140231/f/DELIVERABLES/D4.1_CARBOTRAF_Emission_Models_V1.1.pdf>. Citado na página 29.

SAMARAS, C.; NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. Copert micro: a tool to calculate the vehicle emissions in urban areas. *Transport Research Arena*, p. 1–10, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 39.

SENA, I. S. de. *Determinação de fatores de emissão para elaboração de inventários municipais de fontes móveis*: Relatório. [S.l.], 2015. Disponível em: <www.feam.br>. Citado 3 vezes nas páginas 27, 64 e 66.

SETTEN van et al. Science and technology of catalytic diesel particulate filters. *Catalysis Reviews*, Taylor and Francis Group, v. 43, p. 489–564, 2001. ISSN 0161-4940,1520-5703. Citado na página 30.

SOUZA, F. T. de. Morbidity forecast in cities: A study of urban air pollution and respiratory diseases in the metropolitan region of curitiba, brazil. *Journal of Urban Health*, Springer, v. 96, n. 4, p. 591–604, 2019. Citado na página 15.

STEPNIAK, M.; JACOBS-CRISIONI, C. Reducing the uncertainty induced by spatial aggregation in accessibility and spatial interaction applications. *Journal of Transport Geography*, Elsevier, v. 61, p. 17–29, 2017. Citado na página 51.

TADANO, Y. S. et al. Gaseous emissions from a heavy-duty engine equipped with scr aftertreatment system and fuelled with diesel and biodiesel: assessment of pollutant dispersion and health risk. *Science of the Total Environment*, Elsevier, v. 500, p. 64–71, 2014. Citado na página 31.

TARGINO, A. C. et al. Spatial variability of on-bicycle black carbon concentrations in the megacity of são paulo: A pilot study. *Environmental Pollution*, Elsevier Science, p. S0269749118305256, 2018. ISSN 0269-7491. Citado na página 16.

Transportation Policy. *Topics: Emissions standards*. 2018. Disponível em: <<https://www.transportpolicy.net/topic/emissions-standards/>>. Citado na página 37.

TREIBER, M.; KESTING, A. *Traffic Flow Dynamics: Data, Models and Simulation*. [S.l.]: Springer, 2013. Citado na página 16.

Uber Open Source. *H3: A Hexagonal Hierarchical Geospatial Indexing System*. [S.l.], 2019. Disponível em: <<https://github.com/uber/h3>>. Citado na página 61.

WATSON, J. G. et al. Network design principles for population-oriented monitoring of suspended particles. In: VOSTAL, J. J. (Ed.). *Health Effects of Particulate Matter in Ambient Air*. [S.l.]: Air and Waste Management Association: Pittsburgh, PA, 1997. p. 258–268. Citado na página 15.

WOLFRAM, K. *TREMOM – Transport Emission Model*. 2016. Disponível em: <<https://www.ifeu.de/en/methods/models/tremom/>>. Citado na página 29.

XIPING, X. et al. Air pollution and daily mortality in residential areas of beijing, china. *Journal of Environmental Health*, v. 12, p. 206–209, 1995. ISSN 0003-9896. Citado na página 15.

ZACHARIADIS, T.; NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. The effect of age and technological change on motor vehicle emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Elsevier Science, v. 6, p. 221–227, 2001. ISSN 1361-9209. Citado na página 31.

ZHANG, J. et al. Ambient sulfate concentration and chronic disease mortality in beijing. *Science of The Total Environment*, Elsevier Science, v. 262, p. 0–71, 2000. ISSN 0048-9697. Citado na página 15.

ZHANG, J.; WANG, L.; PAN, X. The effects of air pollution on pupil's pulmonary function in beijing. *Archives of Environmental Health An International Journal*, Taylor and Francis Group, v. 49, p. 216–222, 1994. ISSN 0003-9896. Citado na página 15.

APÊNDICES

APÊNDICE A – EMISSÕES VEICULARES

A.1 MUDANÇA NO FATOR DE EMISSÃO

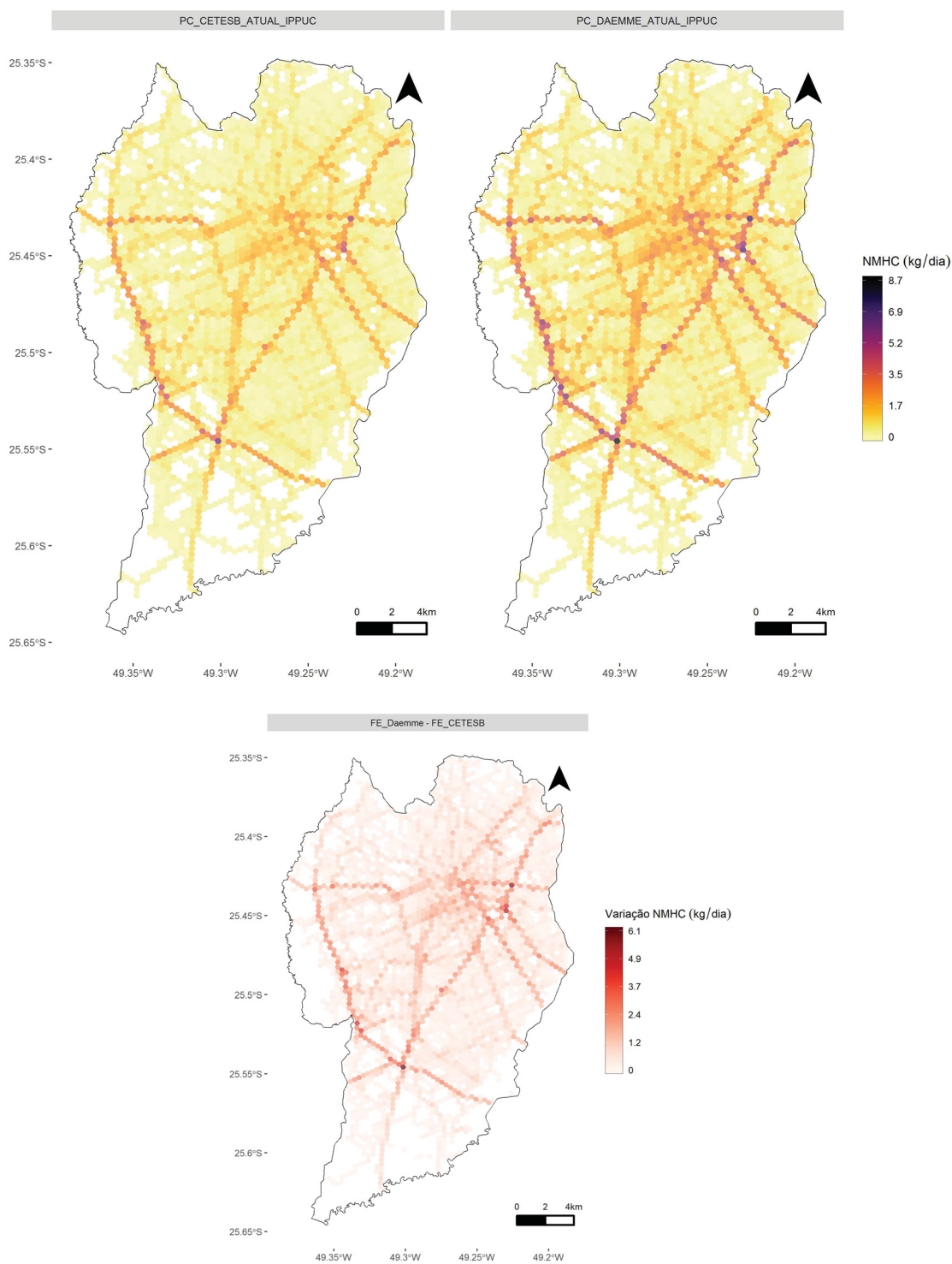


Figura 47: Distribuição espacial das emissões de NMHC, considerando diferentes cenários de fator de emissão.

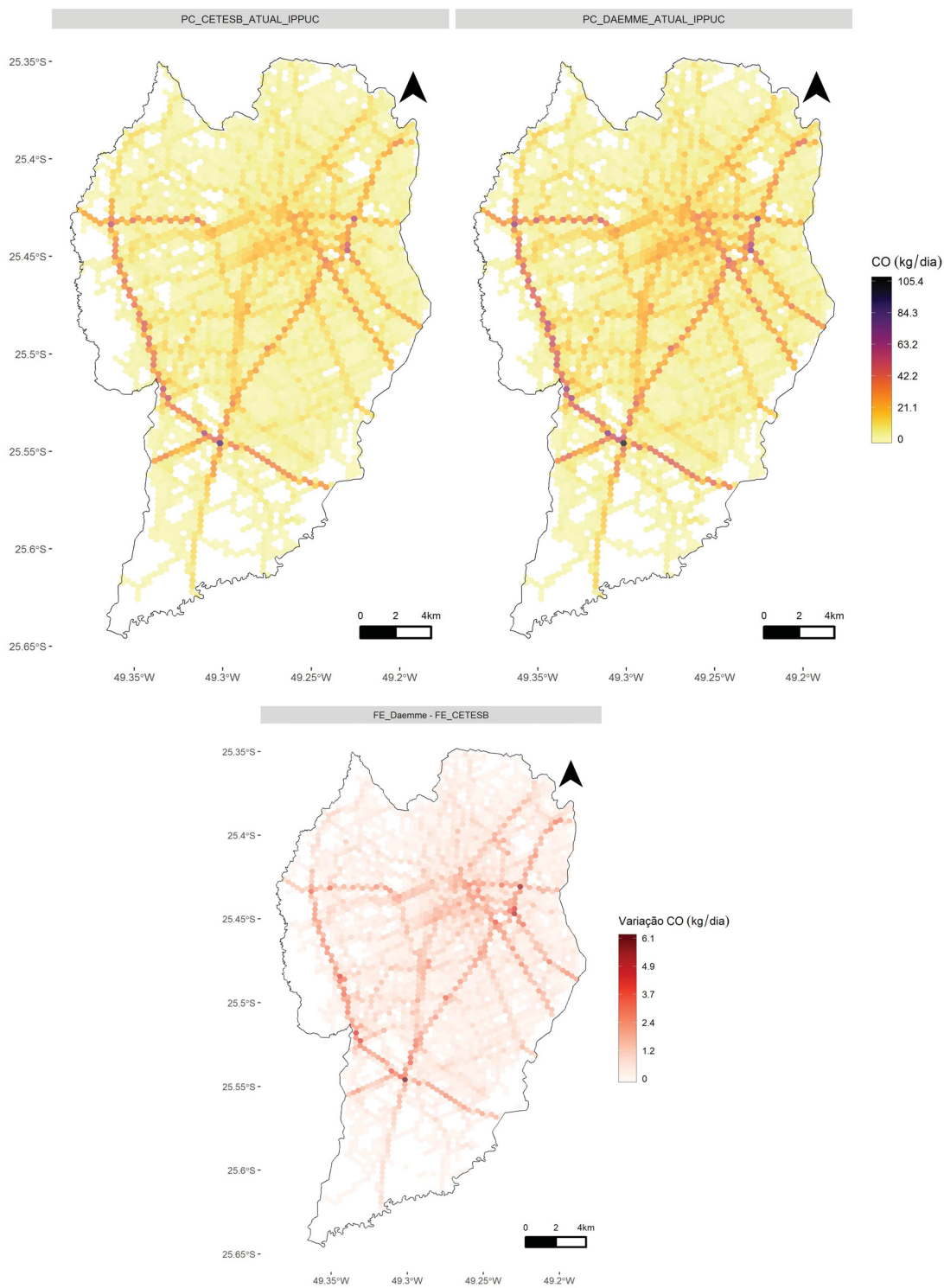


Figura 48: Distribuição espacial das emissões de CO considerando diferentes cenários de fator de emissão.

A.2 AUMENTO DA FROTA CIRCULANTE

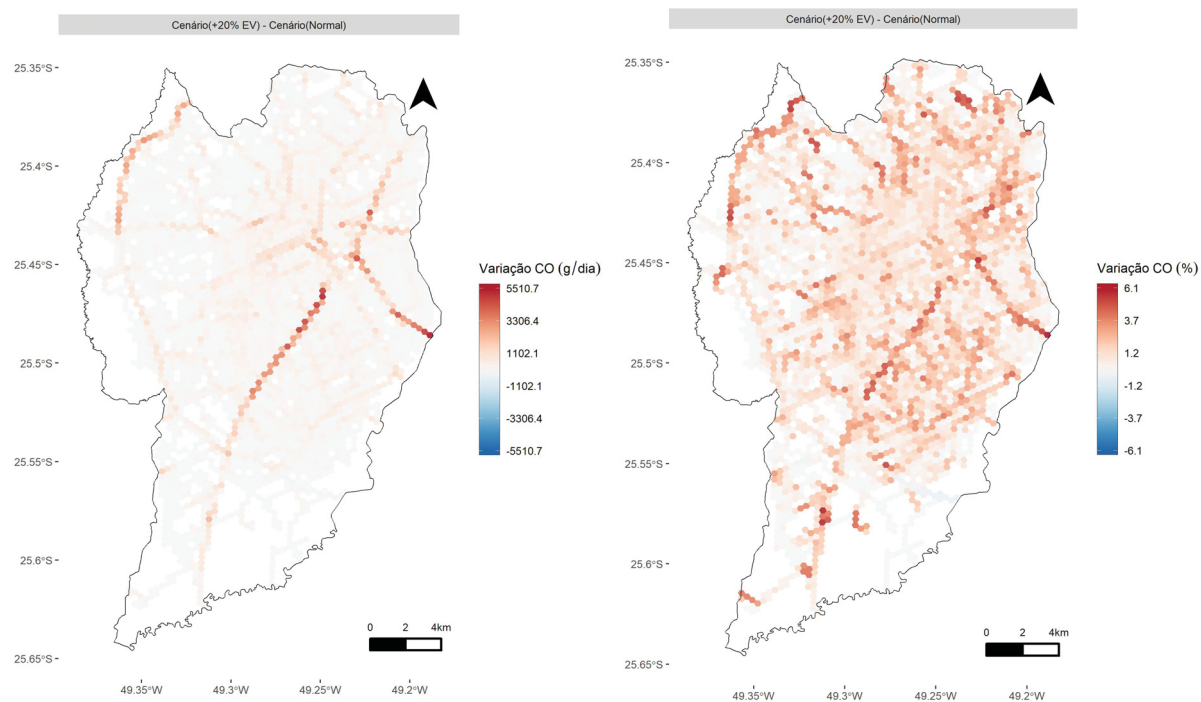


Figura 49: Variação das emissões de CO considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.

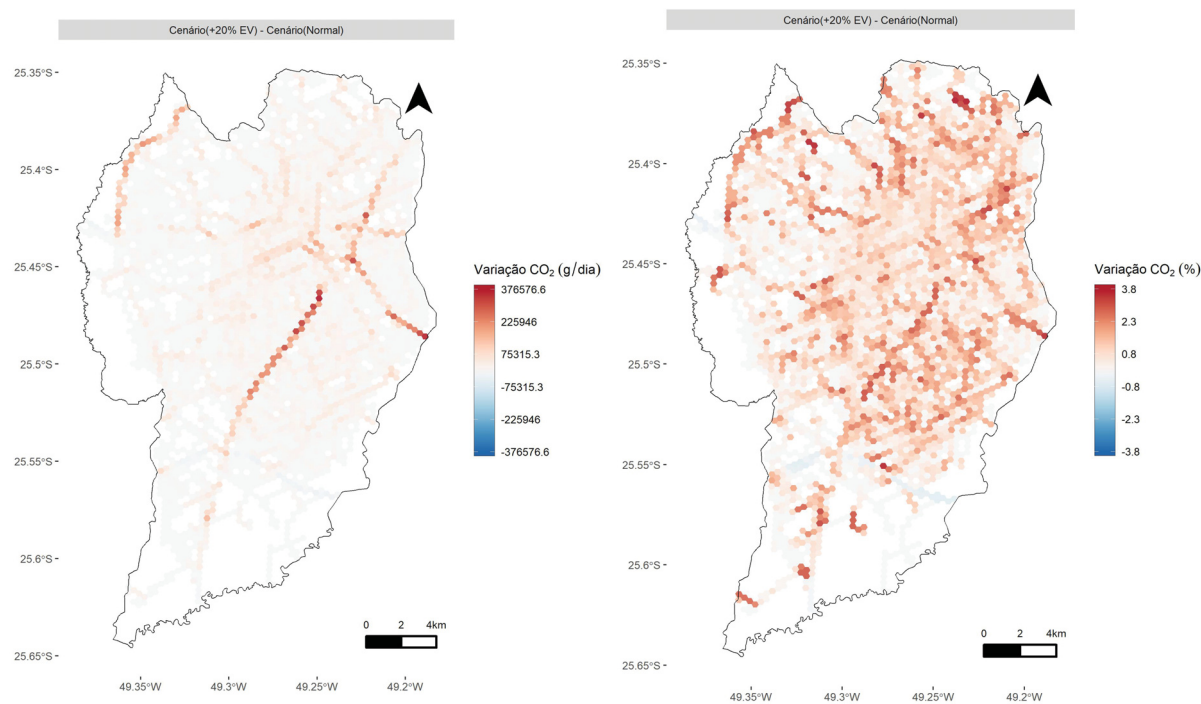


Figura 50: Variação das emissões de CO₂ considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.

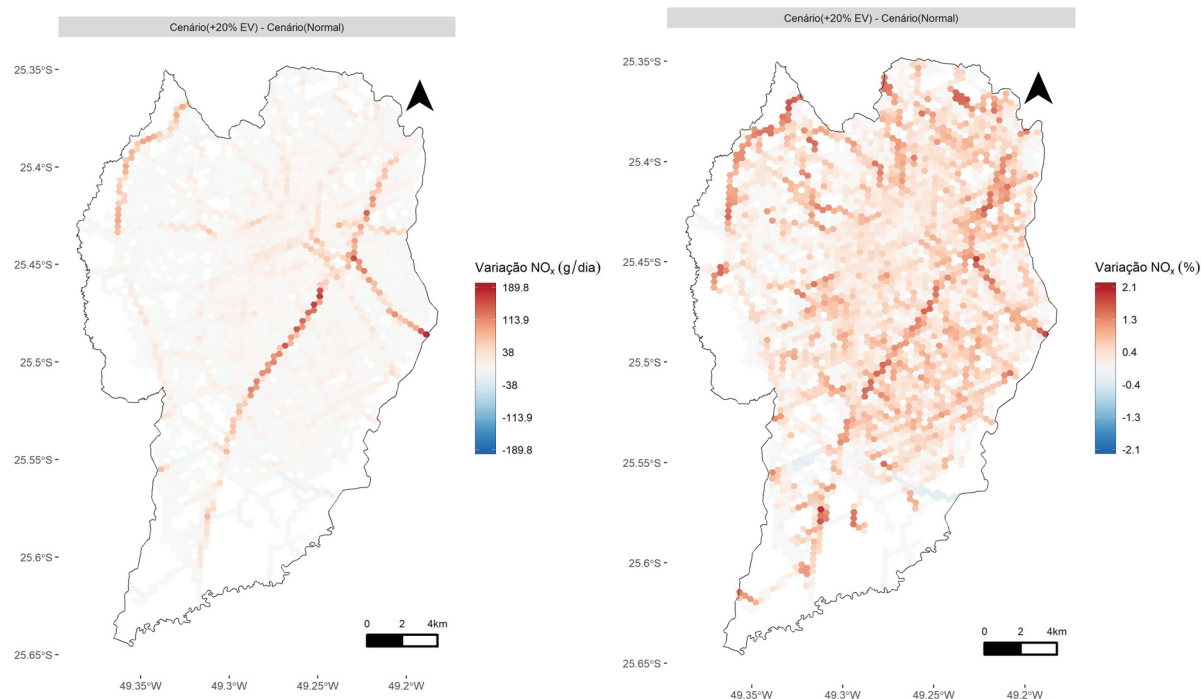


Figura 51: Variação das emissões de NO_x considerando o cenário de aumento da frota de veículos elétricos e o cenário atual.

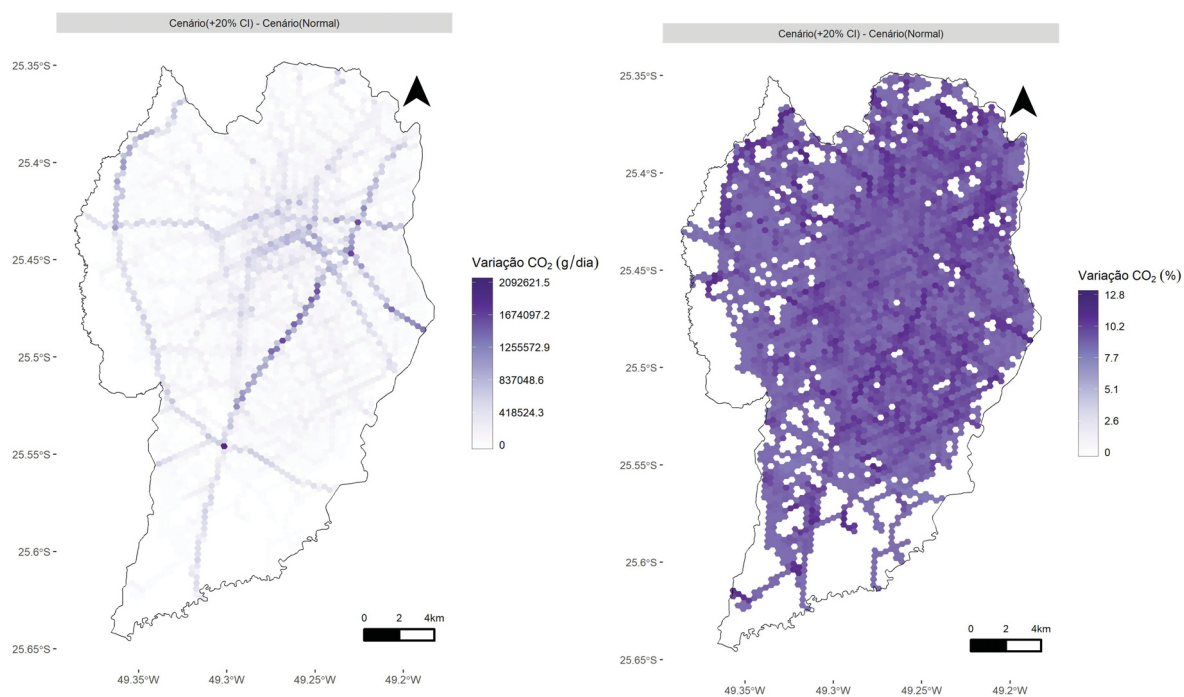


Figura 52: Variação das emissões de CO₂ considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.

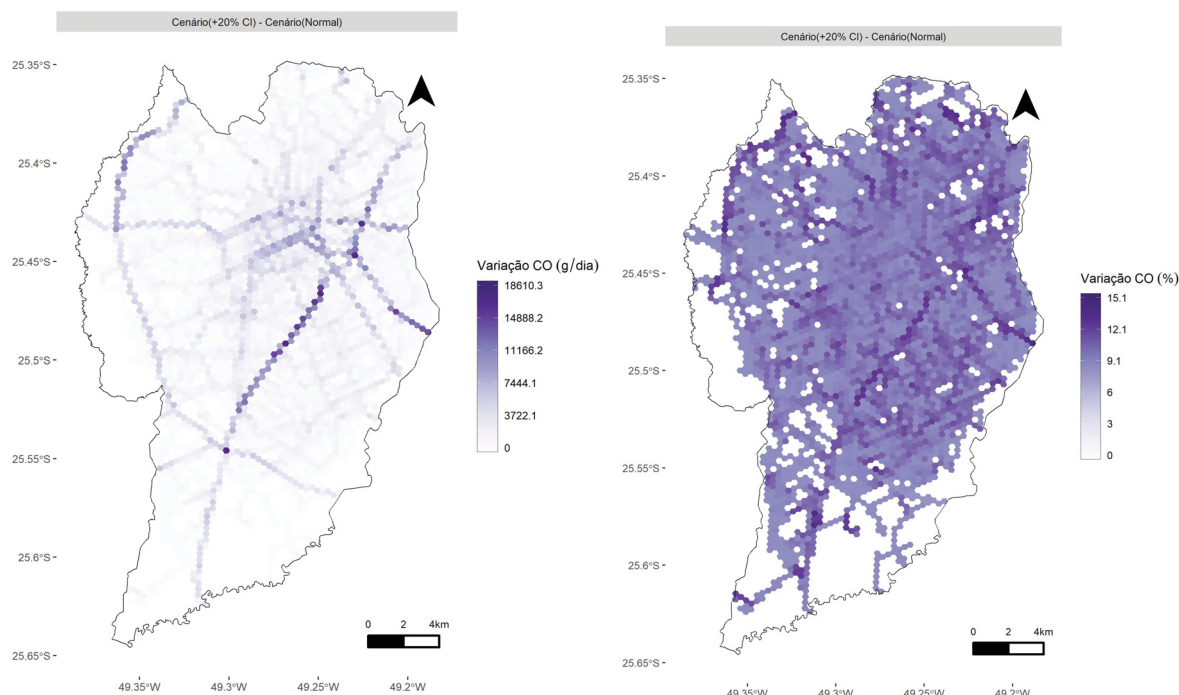


Figura 53: Variação das emissões de CO considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.

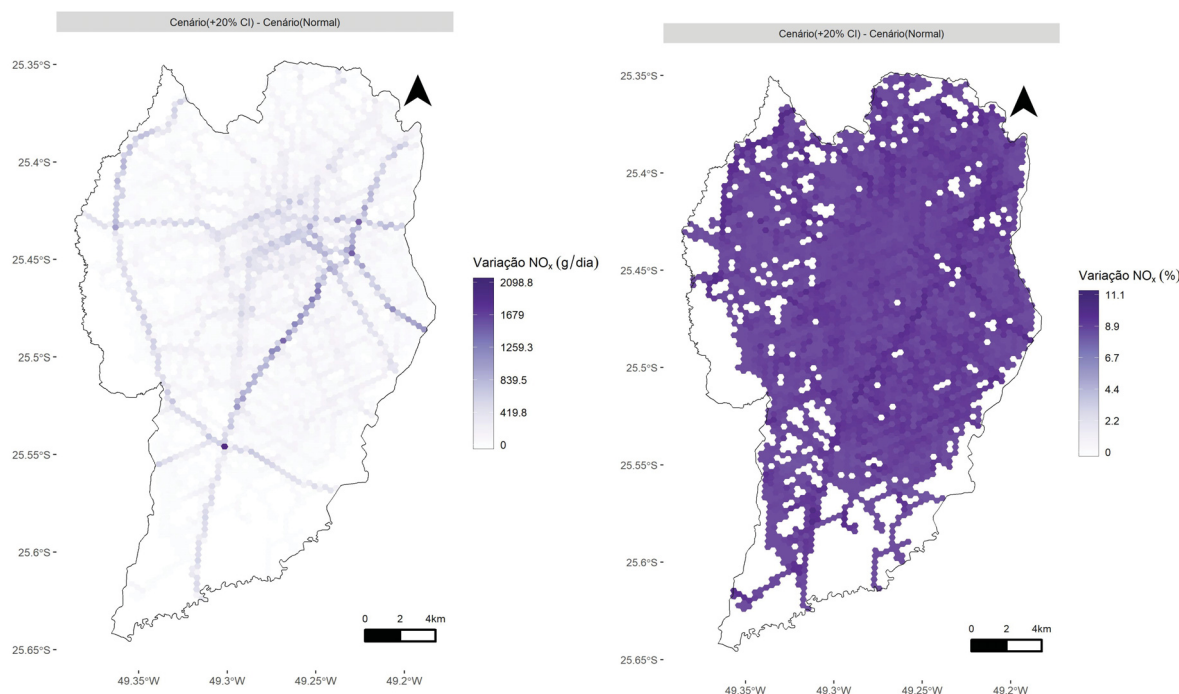


Figura 54: Variação das emissões de NOx considerando o modelo de transportes proposto, para os cenários de aumento da frota de veículos a combustão interna em 20% e o cenário atual.

A.3 COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE TRANSPORTE

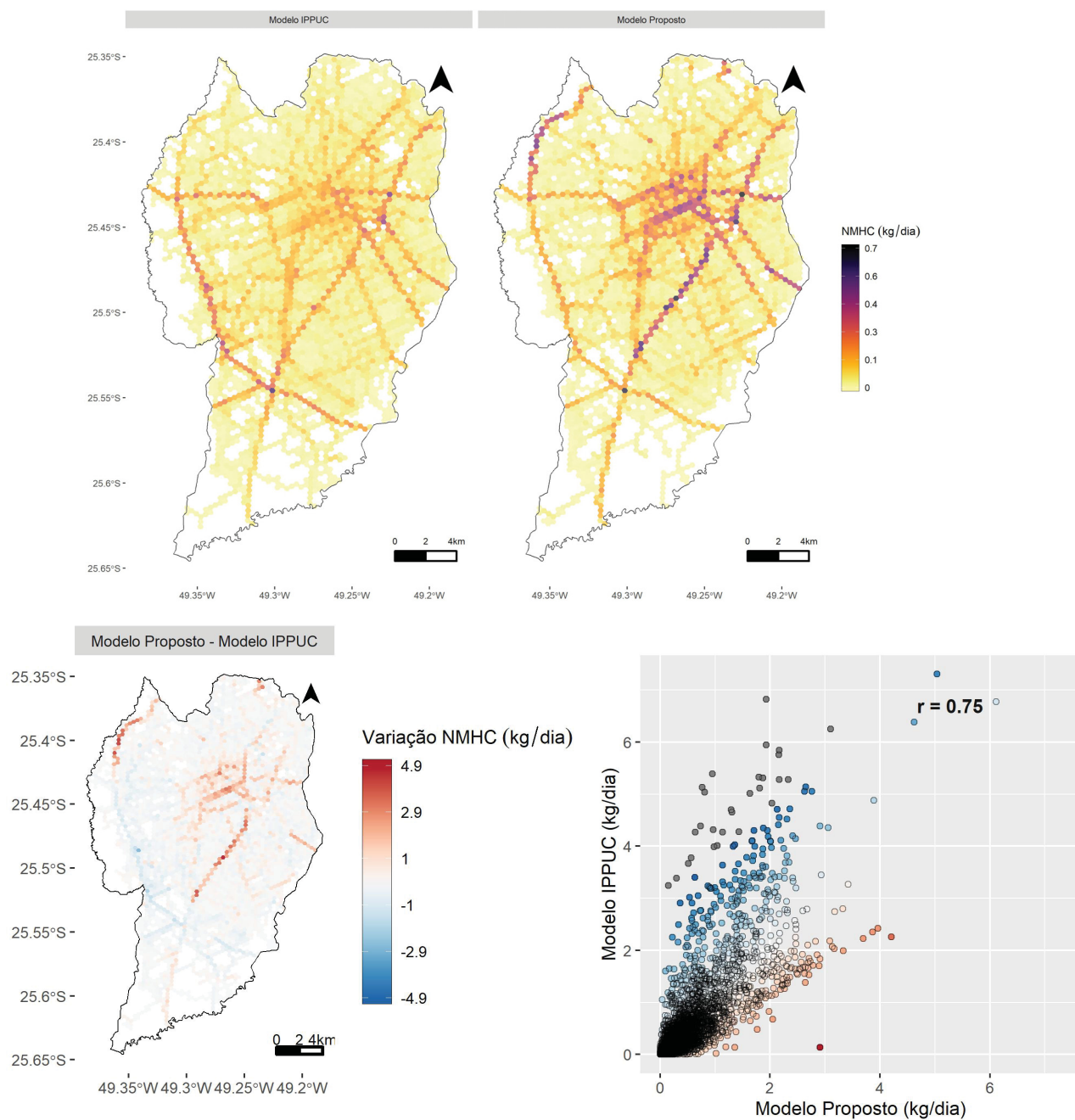


Figura 55: Emissões de NMHC para o modelo IPPUC e proposto.

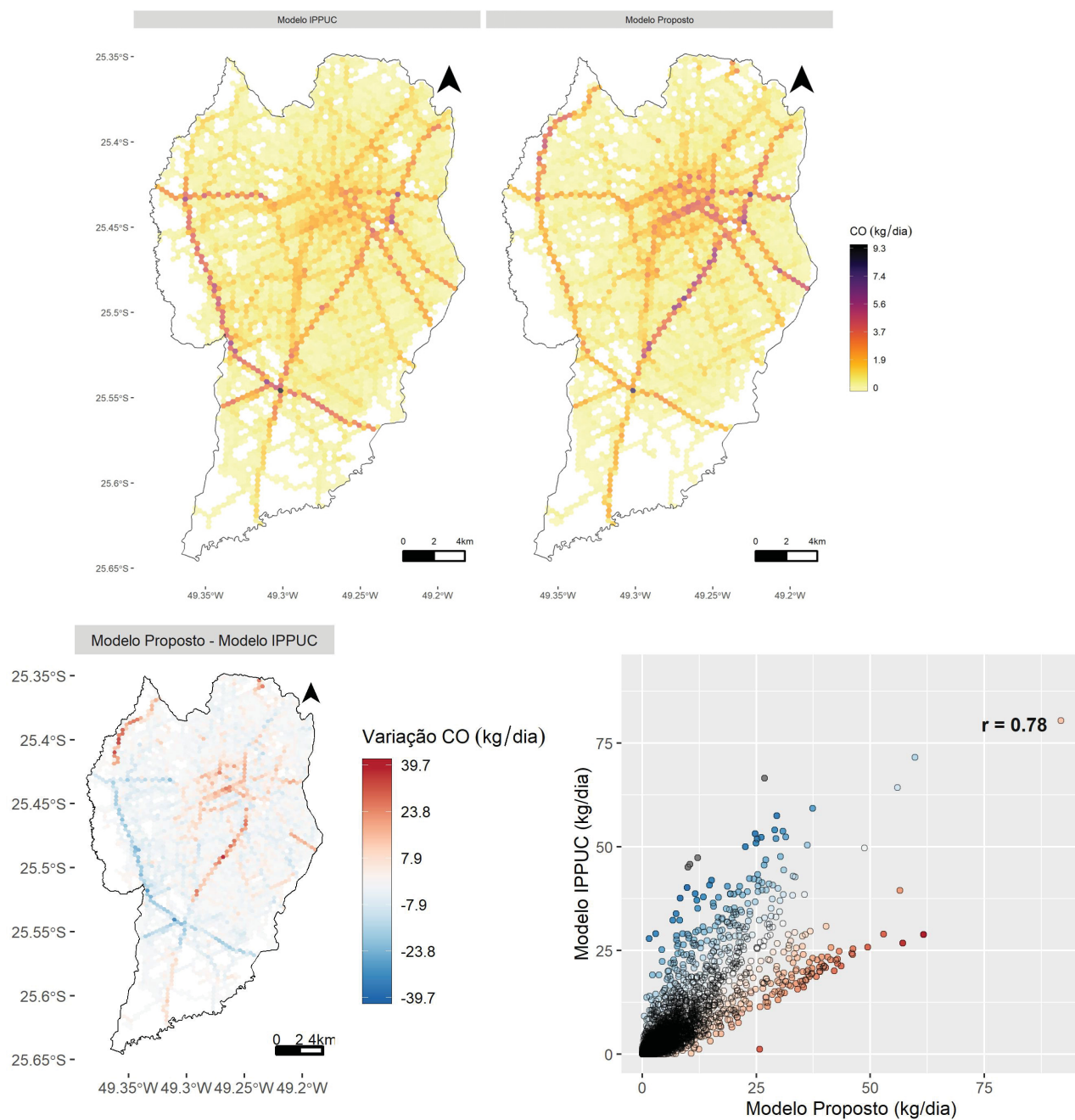


Figura 56: Emissões de CO para o modelo IPPUC e proposto.

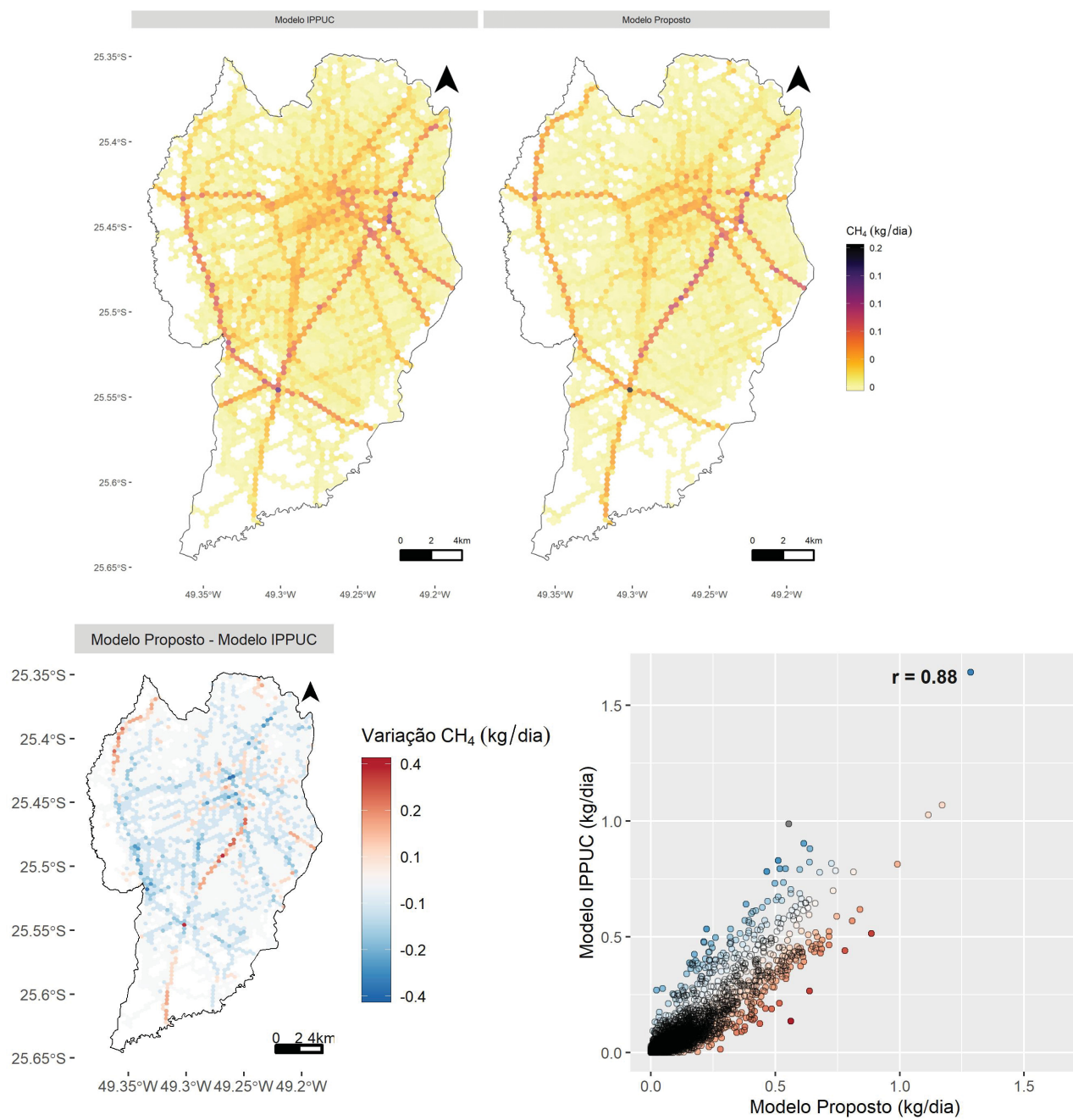


Figura 57: Emissões de CH₄ para o modelo IPPUC e proposto.

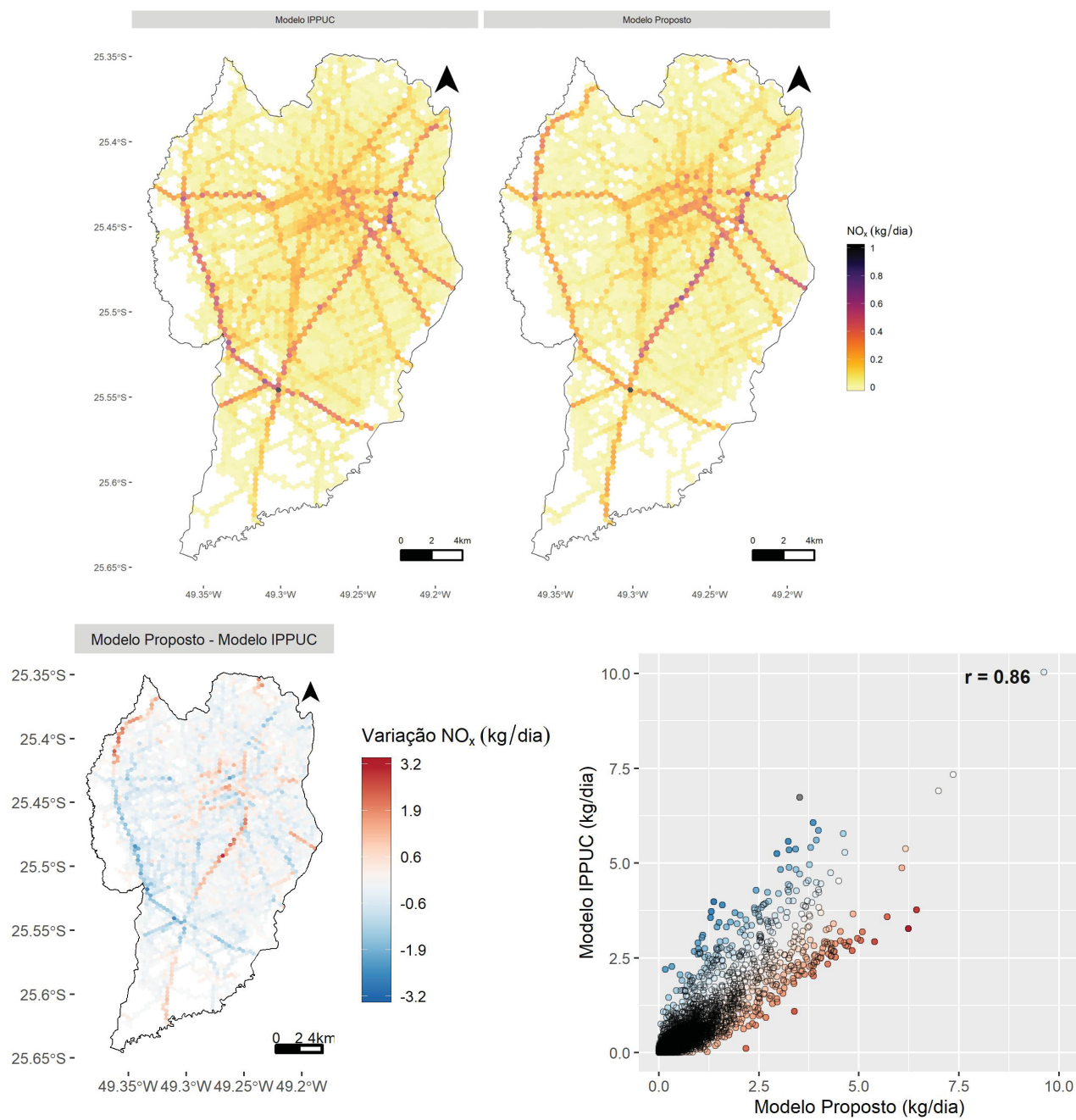


Figura 58: Emissões de NO_x para o modelo IPPUC e proposto.

APÊNDICE B – MÉTODO *TOP-DOWN*

O inventário top-down utiliza dados como milhagem acumulada, idade da frota, autonomia (consumo de combustível em litros por quilômetro rodado), frota circulante e dados de consumo de combustível anual. O objetivo é ajustar os dados do inventário bottom-up, para uma estimativa realista das emissões totais de poluentes.

O ajuste se dá através da relação entre distância total modelada para o ano de 2016, VTK^{auto} , e a distância total percorrida considerando a queima de combustíveis em 2016 por parte dos veículos de passageiros na Região Metropolitana de Curitiba, VTK_{ANP}^{auto} .

Distância percorrida total (Modelo)

A mesma composição da frota, por idade e tipo de combustível, utilizada no método bottom-up foi empregada. A distância anual percorrida pela frota circulante é dada pela expressão

$$VTKM_k^{auto} = F_{avt} \cdot \sum_{i,k,j} \Delta S_i \cdot NC_{i,k}, \quad (\text{B.1})$$

sendo k o tipo de combustível (E25, E100, FE100 e FE25). Para cada combustível k ; F_{avt} é o fator anual de ajuste de volume de tráfego proposto para Curitiba $\left[\frac{\text{dia}}{\text{ano}}\right]$ (IPPUC, 2017)[-]; ΔS é a distância de cada seguimento de via i $\left[\frac{\text{km}}{\text{dia}}\right]$, e NC é o número de veículos em i e combustível k .

O fator anual de volume de tráfego F_{avt} tem por objetivo ajustar os dados em função da sazonalidade do tráfego semanal e mensal. Tais fatores foram obtidos com base nas contagens volumétricas automáticas fornecidas pelos equipamentos de fiscalização eletrônica do tipo radar instalados em Curitiba. As variações semanais ocorrem principalmente aos sábados e domingos, e meses de férias escolares (principalmente janeiro e fevereiro). O fator anual é dado pela soma dos fatores de cada dia semana d e mês m , conforme expressão

$$F_{avt} = \sum F_{d,m} = \sum F_d \times F_m. \quad (\text{B.2})$$

Para o caso de Curitiba, o fator anual calculado foi de 304,69 $\left[\frac{\text{dia}}{\text{ano}}\right]$. Ou seja, o fluxo anual é cerca de 304.69 vezes o fluxo diário em dia útil.

Distância percorrida total (ANP)

Tendo em vista que o inventário avalia apenas emissões por automóveis, estimou-se a proporção PC_k de combustível k utilizado para automóvel, conforme expressão

$$PC_k = \frac{VOL_k^{auto}}{(VOL_k^{auto} + VOL_k^{moto})}, \quad (B.3)$$

Os dados de combustível ($\frac{L}{ano}$) foram obtidos junto à ANP, para o ano base de 2016. Para o presente estudo, delimitou-se que toda gasolina e etanol consumida eram consumidos dentro da RMC, exclusivamente por automóvel e motocicleta. O volume de combustível queimado por motocicletas considerou dados da frota circulante de motocicletas obtido pela Pesquisa O/D, para cada município da RMC. A expressão é dada por

$$VOL_{veh}^k = \sum_{i,j,k} \frac{FC_{i,j,k}^{veh}}{A_{i,j,k}^{veh}} \cdot IU_{i,j,k}^{veh}, \quad (B.4)$$

sendo

$$FC_{i,j,k}^{veh} = FN_{i,j,k}^{veh} \times FC^{veh}, \quad (B.5)$$

$FN_{i,j,k}^{moto}$ a frota normalizada de motociclos por tamanho de motor, idade e tipo de combustível, FC é a frota circulante de motociclos; $A_{i,j,k}$ autonomia de veículos, IU é o total de quilômetros médios percorridos por ano, baseada no levantamento de (BARNES). Os dados de frota por idade são provientes da CETESB, e por tipo de motor da ABRACICLO (falta ref).

O volume consumido de combustível por automóvel ajustado, $VOLA$, é expresso por

$$VOLA_k^{auto} = PC_k \times VOL_k^{ANP}. \quad (B.6)$$

Desta forma, resolvendo (B.4), a expressão da distância total percorrida ajustada pelo consumo de combustível é dada por

$$VTK_k^{auto} = VOLA_k^{auto} \cdot \sum_i FN_{i,k}^{auto} \cdot A_{i,k}^{veh} \quad (B.7)$$

Portanto, o fator de ajuste entre o método *bottom-up* e *top-down*, ocorre, através da expressão B.7 e B.1

$$R = \frac{VTKM^{auto}}{VTK^{ANP}} \quad (B.8)$$

APÊNDICE C – DETALHAMENTO DO PROGRAMA BRASILEIRO PARA CONTROLE DA POLUIÇÃO POR VEÍCULOS AUTOMOTORES

As principais ações adotadas para controle de emissão dos veículos leves se deram em seis etapas, sendo apresentadas pela Tabela 15.

O PROCONVE/PROMOT define veículos automotores da seguinte forma:

- **Veículo leve de passageiro (automóvel):** é o veículo automotor com massa total máxima de 3.856 kg e massa do veículo em ordem de marcha de até 2.720 kg, projetado para o transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga;
- **Veículo Leve Comercial (Utilitários):** é o veículo automotor não derivado de veículo leve de passageiro com massa total máxima de 3.856 kg e massa do veículo em ordem de marcha de até 2.720 kg, projetado para o transporte de carga, ou misto ou seus derivados, ou projetado para o transporte de mais de 12 passageiros, ou ainda com características especiais para uso fora de estrada
- Ciclomotores possuem motor de até 50 cc e velocidade máxima de 50 km/h. Os demais são classificados como motocicletas

Tabela 15: Principais características das fases do PROCONVE para veículos leves de passageiros e comerciais leves (IBAMA, 2011).

Fase	Período	Principais características e inovações tecnológicas
L-1	1988 a 1991	Eliminação dos modelos mais poluentes e aprimoramento dos modelos
		Início do controle da emissão evaporativa
		Reciclagem dos gases de escapamento para controle das emissões de NOx
		Injeção secundária do ar no coletor de exaustão para o controle de CO e HC
		Implantação de amortecedor da borboleta do carburador para controle do HC e a otimização do avanço da ignição
L-2	1992 a 1996	Introdução de injeção eletrônica monoponto de combustível ou uso de carburadores assistidos eletronicamente
		Primeiros conversores catalíticos para uso com mistura de etanol, em proporção única no mundo
		Inclusão de limites para RCHO, MP
		Estabelecimento de limites de durabilidade em que o veícul deve atender os limites de emissões, fixando em 80.000 km para os veículos leves de passageiros e 160.000 km para os veículos pesados
L-3	1997 a 2004	Limites mais restritivos, também estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 18/1986
		Introdução de tecnologias para formação de mistura e controle eletrônico do motor
L-4	2005 a 2008	Novos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 315/2002
		A prioridade é a redução das emissões de HC e NOx, por serem compostos precursores de Ozônio
		Otimização da geometria da câmara de combustão e dos bicos, o aumento da pressão da bomba injetora e a injeção eletrônica
		Início a implantação do sistema de auto diagnose (OBD) para os veículos leves de passageiros, objetivando a detecção de falhas que afetem o controle das emissões
L-5	2009	Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 315/2002
		A prioridade é a redução das emissões de HC e NOx, por serem compostos precursores de Ozônio
		A segunda fase de implementação do sistema OBD ocorreu a partir do ano de 2010. Nesta fase deu-se a redução de 31% das emissões de hidrocarbonetos do tipo não-metano para os veículos leves do ciclo Otto e de 48% e 42% para as emissões de NOx para os veículos leves do ciclo Otto e Diesel, respectivamente. Além disso, as emissões de aldeídos foram reduzidas em, aproximadamente, 67% para os veículos do ciclo Otto.
L-6	2010	Os novos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 415/2009
		Reduções de 67% e 65% nas emissões de CO e NOx, respectivamente, além de melhorias na qualidade dos combustíveis
		A Resolução ANP n° 38/2009 estabeleceu as especificações da gasolina disponível para comercialização a partir de janeiro de 2014. (redução do teor máximo de enxofre de 800 ppmv para 50 ppmv, propiciando uma maior eficiência dos catalisadores automotivos)
		Utilização de dispositivos/sistemas para auto diagnose (OBD), obrigatória para veículos automotores leves do ciclo diesel, a partir de 1º de janeiro de 2015
		Ainda foi previsto que os fabricantes de veículos diesel devem informar ao IBAMA valores típicos das emissões de aldeídos durante o ciclo de emissões, devem informar valores típicos de emissão de NOx em ciclo estrada conforme NBR 7024 e veículos equipados com EGR devem comprovar seu funcionamento até 1.000 m de altitude.

Tabela 16: Principais características das fases do PROCONVE para veículos pesados (IBAMA, 2011).

Fases	Período	Principais características e inovações tecnológicas
P-1 e P-2	1990 a 1993	Os limites para emissão gasosa (fase P1) e material particulado (fase P2), por ser uma fase inicial de regulação, não foram exigidos legalmente.
P-3	1994 a 1997	Novos limites equivalentes à fase europeia Euro I, estabelecidos pela mesma Resolução CONAMA nº 8/93.
		Desenvolvimentos de novos modelos de motores que visaram à redução do consumo de combustível, com o aumento da potência e redução das emissões de óxidos de nitrogênio (NOx) por meio da adoção de intercooler e motores turbo. Nesta fase se deu uma redução drástica das emissões de CO (43%) e HC (50%).
P-4	1998 - 2002	Entram em vigor novos limites, também estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 8/93, que tem correspondência com a fase Euro II.
P-5	2003 - 2008	Passa a valer os novos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 315/02, equivalentes ao Euro III.
		Teve como objetivo a redução de emissões de material particulado, NOx e HC. Devido a não implantação da fase P-6 essa fase se estendeu até 2011.
P-6	2009	Teria como objetivo principal a redução de emissões de material particulado, NOx e HC.
P-7	2012	Entram em vigor os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 403/08, que são equivalentes aos do Euro V.
		A Resolução ANP nº 31/09 estabelece as especificações do óleo diesel destinado aos veículos a serem homologados para a fase P-7, disponível para comercialização a partir de janeiro de 2013.
		Obrigatoriedade de incorporação de dispositivos ou sistemas para auto diagnose (OBD)
		Novas tecnologias para redução das emissões, destacando-se a recirculação dos gases de escape (EGR) associado ao filtro de partículas (DPF) e o catalizador de redução seletiva (SCR)

Tabela 17: Principais características das fases do PROMOT para veículos de duas rodas e assemelhados (Motociclos e Ciclomotores)(IBAMA, 2011).p

Fases	Período	Principais características e inovações tecnológicas
M-1	2003	Começam a vigorar os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 297/02, que criou o PROMOT.
M-2	2005	Limites mais restritivos e equivalentes aos do Euro II começam a vigorar para os novos modelos e a partir de 2006 para todos motociclos.
M-3	2009	Introdução do uso de sistemas de pós-tratamento (catalisadores) e para alguns modelos uso de injeção eletrônica nas motocicletas.
M-4	2014	As Resoluções CONAMA 432/11 e 456/13, que regulamentaram os limites de emissões para os motociclos e ciclomotores, trouxeram mudanças e evolução ao programa.
		Ainda foram implantados limites para as emissões evaporativas, necessidade de determinar fatores de deterioração das emissões e o controle de produção.
		Os ensaios de controle de produção se tornaram obrigatórios a partir do segundo semestre de 2011, com a necessidade de executar a emissão semestral de Relatório de Valores de Emissão da Produção-RVEP, aplicável a modelos e extensões com produção semestral acima de 1.000 unidades.
M-5	2016	Mudanças mais significativas nos limites de emissões de THC visando principalmente à redução de compostos orgânicos voláteis precursores de ozônio.

ANEXOS

ANEXO A – FROTA LICENCIADA POR TIPOS DE COMBUSTÍVEL NO PARANÁ.

COMBUST.	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
ÁLCOOL	394615	402313	402295	403453	405060	405906	406583	406109	405299	403219	400877	398282	395407	392373
ÁLCOOL/GÁS NATURAL VEICULAR	560	787	1235	1402	1546	1610	1630	1624	1617	1606	1543	1481	1445	1416
ÁLCOOL/GASOLINA	34889	115081	230282	386629	548708	734748	948259	1201862	1468587	1740527	1998728	2169631	2289986	2416225
DIESEL	353508	371361	385178	402508	424304	443736	469962	504816	536254	575718	610170	629408	648774	668423
DIESEL/GÁS NATURAL VEICULAR	1	2	2	2	2	3	2	1	2	4	4	9	13	10
ELÉTRICO/FONTE EXTERNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	16	23
ELÉTRICO/FONTE INTERNA	3	3	3	61	97	99	100	114	146	154	184	194	201	230
GÁS METANO	97	85	68	67	72	80	79	81	75	77	76	75	75	76
GÁS NATURAL VEICULAR	46	42	37	30	30	28	26	28	31	29	26	22	26	23
GASOGÊNIO	11	11	9	9	10	10	9	8	8	7	6	6	6	6
GASOLINA	2281493	2415052	2519385	2655249	2813279	2921204	3024956	3105654	3164870	3196629	3219485	3229552	3230680	3235694
GASOLINA/ÁLCOOL/GÁS NATURAL VEICULAR	118	845	2392	4360	4659	4559	4765	5644	6446	7602	8602	9359	10454	11492
GASOLINA/ELETRICO	0	0	0	0	1	7	20	32	34	75	160	208	278	518
GASOLINA/GÁS NATURAL VEICULAR	11116	13997	15813	18136	20518	22056	22903	23529	23678	23649	23166	22746	22370	22066
N/A	105715	112788	119004	127577	139807	149585	162552	177197	190824	210121	226260	238920	249335	257972
TOTAL	3182172	3432367	3675703	3999483	4358093	4683631	5041846	5426699	5797871	6159417	6489289	6699897	6849066	7006547

Tabela 18: Histórico da frota circulante de veículos do Estado do Paraná por tipo de combustível (DETRAN, 2018).

IDADE DA FROTA CIRCULANTE - CURITIBA											
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009		
0 - 5 anos	333468	340052	328702	354323	396060	419425	458413	493604	522648		
6 - 10 anos	152484	173898	204214	212497	208234	204370	206740	194366	190870		
11 - 20 anos	142988	145332	146705	155937	174148	200254	218443	248682	264270		
21 - 30 anos	79679	85254	90477	94499	96092	99880	103896	104874	105980		
acima 30 anos	14378	17046	21188	26044	32620	39535	48327	56304	65688		
TOTAL	722997	761582	791286	843300	907154	963464	1035819	1097830	1149456		
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017			
0 - 5 anos	541654	569914	588010	590789	593814	557843	492292	425833			
6 - 10 anos	206316	215246	223468	248000	285290	305247	332422	363851			
11 - 20 anos	267406	277471	289227	297549	296697	301744	302941	310102			
21 - 30 anos	106138	106322	109190	110345	117557	130402	147400	159939			
acima 30 anos	76460	86867	94858	103779	112691	120751	130068	141428			
TOTAL	1197974	1255820	1304753	1350462	1406049	1415987	1405123	1401153			

Tabela 19: Histórico da frota circulante de veículos em Curitiba por idade (DETRAN, 2018).

ANEXO B – FUNÇÃO DE MILHAGEM POR VEÍCULOS

Código	Curva de milhagem	Descrição
KM-PC-E25	$0.6716 \cdot A^3 - 49.566 \cdot A^2 + 779.66 \cdot A + 11266, (A \leq 40)$ $0.6716 \cdot 40^3 - 49.566 \cdot 40^2 + 779.66 \cdot 40 + 11266, (A > 40)$	Veículo de passageiros utilizando gasolina com 25% de etanol
KM-PC-E100	$-3.292 \cdot A^3 + 174.31 \cdot A^2 - 3083.6 \cdot A + 31628, (A \leq 30)$ $-3.292 \cdot 30^3 + 174.31 \cdot 30^2 - 3083.6 \cdot 30 + 31628, (A > 30)$	Veículos de passageiros utilizando 100% etanol
KM-PC-FLEX	$-24.288 \cdot A^3 + 426.19 \cdot A^2 - 2360.4 \cdot A + 19178, (A \leq 14)$ $-24.288 \cdot 14^3 + 426.19 \cdot 14^2 - 2360.4 \cdot 14 + 19178, (A > 14)$	Veículos de passageiros com motor Flex
KM-LCV-E25	$0.3623 \cdot A^3 - 13.828 \cdot A^2 - 255.77 \cdot A + 18202, (A \leq 30)$ $0.3623 \cdot 30^3 - 13.828 \cdot 30^2 - 255.77 \cdot 30 + 18202, (A > 30)$	Veículos Leves Comerciais utilizando gasolina com 25% de etanol
KM-LCV-FLEX	$107.39 \cdot A^3 - 1687.3 \cdot A^2 + 7200.5 \cdot A + 12599, (A \leq 40)$ $107.39 \cdot 40^3 - 1687.3 \cdot 40^2 + 7200.5 \cdot A + 12599, (A > 40)$	Veículos Leves Comerciais com motor Flex
KM-PC-B5	$-10.399 \cdot A^3 + 86.398 \cdot A^2 - 1271.3 \cdot A + 29638, (A \leq 10)$ $-10.399 \cdot 10^3 + 86.398 \cdot 10^2 - 1271.3 \cdot 10 + 29638, (A > 10)$	Veículo de passageiros utilizando diesel com 5% de biodiesel
KM-TRUCKS-B5	$0.0774 \cdot A^4 - 7.3952 \cdot A^3 + 249.38 \cdot A^2 - 3664 \cdot A + 44505, (A \leq 40)$ $0.0774 \cdot 40^4 - 7.3952 \cdot 40^3 + 249.38 \cdot 40^2 - 3664 \cdot 40 + 44505, (A > 40)$	Caminhões a Diesel com 5% de biodiesel
KM-BUS-B5	$-8.8551 \cdot A^3 + 263.41 \cdot A^2 - 4219.4 \cdot A + 66435, (A \leq 15)$ $-8.8551 \cdot 15^3 + 263.41 \cdot 15^2 - 4219.4 \cdot 15 + 66435, (A > 15)$	Diesel com 5% de biodiesel
KM-LCV-B5	$-64.592 \cdot A^3 + 720.31 \cdot A^2 - 2280.8 \cdot A + 19242, (A \leq 10)$ $-64.592 \cdot 10^3 + 720.31 \cdot 10^2 - 2280.8 \cdot 10 + 19242, (A > 10)$	Veículos Comerciais Leves utilizando diesel com 5% de biodiesel
KM-SBUS-B5	$-5661 \cdot \log(A) + 35578, (A \leq 15)$ $-5661 \cdot \log(15) + 35578, (A > 15)$	Ônibus pequeno utilizando diesel com 5% de biodiesel
KM-ATRUCKS-B5	$-1023.7 \cdot A + 57247, (A \leq 50)$ $-1023.7 \cdot 50 + 57247, (A > 50)$	Caminhões articulados utilizando diesel com 5% de biodiesel
KM-MOTO-E25	$1.3392 \cdot A^3 - 60.492 \cdot A^2 + 442.92 \cdot A + 12423, (A \leq 20)$ $1.3392 \cdot 20^3 - 60.492 \cdot 20^2 + 442.92 \cdot 20 + 12423, (A > 20)$	Motocicletas utilizando gasolina com 25% etanol
KM-LDV-GNV	$37958 \cdot A^{-0.291}, (A \leq 20)$ $37958 \cdot 20^{-0.291}, (A > 20)$	Veículos leves (<i>Light Duty Vehicles</i>) utilizando Gás Natural

Tabela 20: Função de milhagem (BRUNI; BALEES, 2013).

ANEXO C – FATORES DE EMISSÃO COPERT

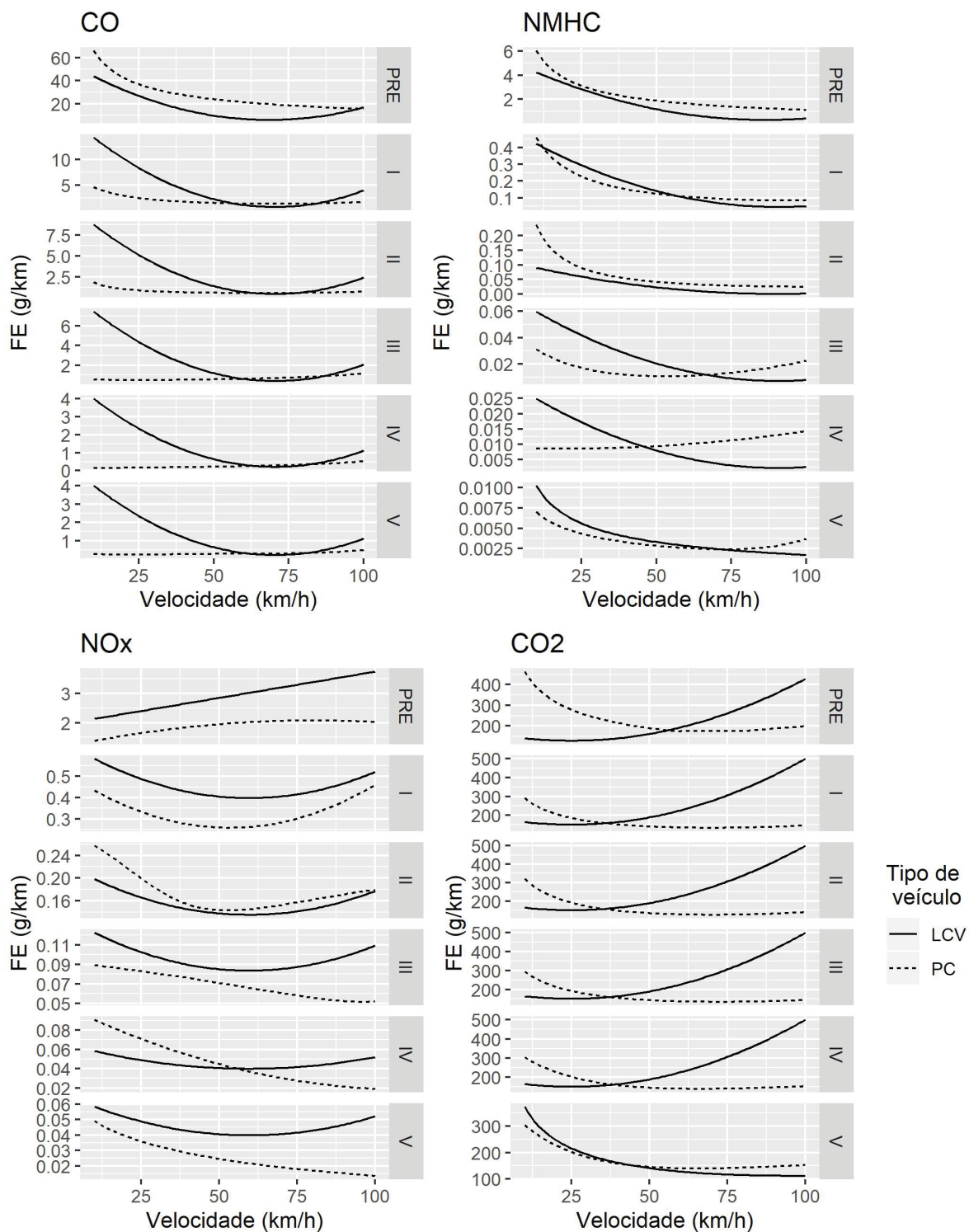


Figura 59: Fatores de emissão dependentes da velocidade. Fonte dos dados: [Ntziachristos e Samaras \(2016\)](#).