

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

DIAGNÓSTICO DAS EMISSÕES
ATMOSFÉRICAS EM MINAS GERAIS: UM
ESTUDO PARA AS FONTES FIXAS E
VEICULARES

Fábio Soares dos Santos

Belo Horizonte
2018

**DIAGNÓSTICO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM
MINAS GERAIS: UM ESTUDO PARA AS FONTES
FIXAS E VEICULARES**

Fábio Soares dos Santos

Fábio Soares dos Santos

**DIAGNÓSTICO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM
MINAS GERAIS: UM ESTUDO PARA AS FONTES
FIXAS E VEICULARES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientadora: Profa. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Coorientadora: Profa. Dra. Vanessa Silveira Barreto Carvalho

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2018

S237d

Santos, Fábio Soares dos.

Diagnóstico das emissões atmosféricas em Minas Gerais [manuscrito]
: um estudo para as fontes fixas e veiculares / Fábio Soares dos Santos. –
2018.

xi, 131 f., enc.: il.

Orientadora: Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.

Coorientadora: Vanessa Silveira Barreto Carvalho.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais,
Escola de Engenharia.

Anexos: f. 111-131.

Bibliografia: f. 97-110.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Ar -
Poluição - Teses. 4. Veículos - Teses. 5. Belo Horizonte, Região
Metropolitana de (MG) - Teses. 6. Regiões metropolitanas - Teses. I.
Albuquerque, Taciana Toledo de Almeida. II. Carvalho, Vanessa Silveira
Barreto. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Diagnóstico das Emissões Atmosféricas Em Minas Gerais: Um Estudo para As Fontes Fixas e Veiculares

FÁBIO SOARES DOS SANTOS

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Taciana Toledo

Prof^ª. TACIANA TOLEDO DE ALMEIDA ALBUQUERQUE

Vanessa S.B. Carvalho

Prof^ª. VANESSA SILVEIRA BARRETO CARVALHO

Lisete Celina Lange

Prof^ª. LISÉTE CELINA LANGE

Maria de Fátima Andrade

Prof^ª. MARIA DE FÁTIMA ANDRADE

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Nilo de Oliveira Nascimento

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Versão Final aprovada por

Taciana Toledo

Prof^ª. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque
Orientadora

Belo Horizonte, 16 de março de 2018.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por me abençoar e iluminar a cada passo dado. Por dar-me força e persistência para superar as dificuldades encontradas pelo caminho. Por sempre me mostrar um lado positivo em cada coisa que acontece em minha vida, e por permitir que tudo aconteça da melhor maneira e no tempo certo.

À minha orientadora, professora Taciana Albuquerque, por todas as oportunidades e conhecimentos transmitidos, por sua atenção e disponibilidade, e pelo suporte para a realização desta pesquisa. Também pela confiança e reconhecimento do meu trabalho.

À minha coorientadora, professora Vanessa Carvalho, por ter aceitado nos apoiar na realização deste trabalho. Por suas valiosas considerações, leituras críticas e conhecimentos transmitidos.

À minha família. Aos meus pais, Silvânia e Fernandes, que sempre com amor e carinho, apoiaram-me em todas as escolhas, visando sempre o melhor para mim. Por me incentivarem a lutar por meus sonhos e darem condições para que os mesmos se realizassem. Aos meus irmãos, Fabiana, Fernando e Giovane, pelo apoio, exemplo e amizade, pelas brincadeiras e risadas, e pelo companheirismo em todos os momentos. Também por fazerem minha caminhada leve e prazerosa.

À Gisele, minha namorada, amiga e companheira de todas as horas, pelo amor, carinho, conforto e compreensão. Pelos conselhos e incentivo, por estar sempre disposta a me ouvir e a buscar o melhor para nós. Também à sua família pela atenção e torcida.

Aos companheiros do GPAMA (Grupo de Estudos em Poluição do Ar e Meteorologia Aplicada), Amanda, Felipe, Janaina, Rizzieri e Willian, pelas conversas e momentos de descontração, pelo companheirismo na realização das disciplinas e pelo auxílio na busca de dados e execução desse trabalho.

Às minhas ex orientadoras, professoras Míriam (DESA-UFMG) e Andréa (CEFET-MG), por iniciarem minha formação científica, por todas as oportunidades e conhecimentos repassados, e pelo incentivo à realização do mestrado, mesmo que em área diferente das anteriormente trabalhadas.

Aos amigos de sempre, Júlia, Flávia, Gleuber, Gabriel, Matheus, Raíssa e Rosana (*in memoriam*).

A todos os colegas e amigos do SMARH. De modo especial, agradeço aos velhos amigos do GEAPS, especialmente a Laura, Bárbara, Bia e Natalie, pelos exemplos, conversas e incentivos.

À banca examinadora, professoras Liséte Celina Lange e Maria de Fátima Andrade, que gentilmente aceitaram o convite para a avaliação deste trabalho.

À toda equipe da Gerência de Licenciamento das Atividades Industriais da Prefeitura de Belo Horizonte (GELAI-PBH), por abrirem as portas e, com toda disponibilidade, darem acesso aos dados das fontes fixas.

Aos professores do SMARH, por toda a dedicação e conhecimentos transmitidos.

À secretaria do SMARH, em especial ao Júlio e a Eliane, pela dedicação e auxílio com as questões burocráticas.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

E a todos os amigos e familiares que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

RESUMO

Áreas urbanas são ambientes particularmente complexos, caracterizados pela presença de diversos poluentes, emitidos por múltiplas fontes. Uma série de diferentes escalas espaciais e temporais está envolvida nos processos de transformação química e transporte desses poluentes na atmosfera. A definição de estratégias e políticas para mitigar os efeitos adversos da exposição aos contaminantes atmosféricos requer pleno conhecimento sobre suas características e dinâmica em ambientes urbanos. Uma ferramenta essencial para essas avaliações são os inventários de emissões atmosféricas. No Brasil, o estado de Minas Gerais, bem como sua capital, Belo Horizonte, se enquadram neste contexto, e carecem de estudos voltados para o diagnóstico de sua poluição atmosférica, especialmente em relação à identificação das fontes, quantificação das emissões e avaliação dos processos de dispersão e contaminação ambiental. Frente a essas questões, o objetivo geral desse estudo foi diagnosticar as emissões atmosféricas por fontes fixas e veiculares ocorridas em Minas Gerais. Para isso, em uma primeira etapa, foram quantificadas as emissões atmosféricas por fontes veiculares em todo o estado seguindo as metodologias de referência nacional, propostas pelo Ministério do Meio Ambiente e pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Em um segundo momento, foram identificadas e quantificadas as fontes fixas de emissão em sua capital, Belo Horizonte, fazendo-se uso de dados monitorados, além de estimativas por meio de fatores de emissão seguindo as diretrizes da AP-42 (*Compilation of Air Pollutant Emission Factors da United States Environmental Protection Agency*). Para as emissões veiculares, foi observado que em Minas Gerais, dentre os gases óxidos, o NO_x foi o mais emitido, seguido pelo CO e pelo SO_2 , cujas taxas de emissão foram de 117.708, 103.295 e 4.760 t.ano^{-1} , respectivamente. Com relação ao COV e ao MP veiculares, foram observadas taxas de emissão totais de 26.181 e 8.957 t.ano^{-1} , respectivamente. Para as fontes fixas em Belo Horizonte, foram identificadas 75 fontes (chaminés), distribuídas em 28 empreendimentos. Com relação à emissão dos poluentes por estas chaminés, foram observadas taxas de 305, 235, 234, 180 e 63 t.ano^{-1} para o NO_x , CO, MP, SO_2 e COV, respectivamente. Os resultados obtidos no presente estudo podem contribuir para o diagnóstico, modelagem e gestão da qualidade do ar em Minas Gerais.

Palavras-Chave: emissões atmosféricas, inventário de emissões, veículos, fontes fixas, área urbana.

ABSTRACT

Urban areas are particularly complex environments, characterized by the presence of various pollutants emitted by multiple sources. A number of different spatial and temporal scales are involved in the processes of chemical transformation and transport of these pollutants into the atmosphere. The definition of strategies and policies to mitigate the adverse effects of exposure to air pollutants requires full knowledge of their characteristics and dynamics in urban environments. Atmospheric emission inventory is an essential tool for these assessments. In Brazil, the state of Minas Gerais, as well as its capital, Belo Horizonte, are in this context. In these areas, there are a lack in studies with focus on the atmospheric pollution diagnosis, especially in relation to sources identification, emissions quantification and evaluation of environmental dispersion and contamination processes. In this sense, the general objective of this study was to diagnose the atmospheric emissions by stationary and vehicular sources in Minas Gerais. For this, in a first step, the atmospheric emissions by vehicular sources were quantified throughout the state, following the national methodologies, proposed by the Ministry of Environment and CETESB (*Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*). In a second stage, the stationary emission sources in its capital, Belo Horizonte, were identified and quantified, based on monitored data, as well as estimates using emission factors following the AP-42 guidelines (Compilation of Air Pollutant Emission Factors from United States Environmental Protection Agency). For vehicle emissions, it was observed that, in Minas Gerais, among the oxide gases, NO_x was the most emitted, followed by CO and SO₂, with emission rates of 117,708, 103,295 and 4,760 t.year⁻¹, respectively. In relation to vehicular VOC and PM, total emission rates of 26,181 and 8,957 t.year⁻¹, respectively, were observed. For stationary sources in Belo Horizonte, 75 chimneys were identified, distributed in 28 companies. In relation to the pollutants emission by these chimneys, rates of 305, 235, 234, 180 and 63 t.year⁻¹ were observed for NO_x, CO, MP, SO₂ and VOC, respectively. The results obtained in the present study can contribute to the diagnosis, modelling and management of air quality in Minas Gerais.

Keywords: atmospheric emissions, emission inventory, vehicles, stationary sources, urban area.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE ANEXOS.....	IX
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	X
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 INTRODUÇÃO	2
1.2 OBJETIVOS	5
1.2.1 <i>Objetivo geral</i>	5
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i>	5
1.3 REVISÃO DA LITERATURA	6
1.3.1 <i>Fontes de emissão de poluentes atmosféricos</i>	6
1.3.2 <i>Inventários de emissões atmosféricas</i>	9
1.3.3 <i>Abordagens metodológicas na elaboração de inventários de emissões atmosféricas</i>	11
1.3.4 <i>O cenário brasileiro frente aos inventários de emissões atmosféricas</i>	13
1.3.5 <i>Políticas nacionais voltadas para o controle das emissões atmosféricas</i>	17
1.4 ESTRUTURA DO DOCUMENTO.....	20
CAPÍTULO 2 - DIAGNÓSTICO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR FONTES VEICULARES EM MINAS GERAIS	21
2.1 INTRODUÇÃO	22
2.2 METODOLOGIA	25
2.2.1 <i>Abrangência e poluentes inventariados</i>	26
2.2.2 <i>Frota circulante</i>	27
2.2.3 <i>Emissões veiculares por escapamento</i>	32
2.2.4 <i>Emissões evaporativas</i>	36
2.2.5 <i>Emissões por abastecimento</i>	39
2.2.6 <i>Emissões por desgaste de pneus, freios e pista</i>	40
2.2.7 <i>Segregação das emissões atmosféricas para a Região Metropolitana de Belo Horizonte e municípios de Minas Gerais</i>	41
2.2.8 <i>Comparação das emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais com outras realidades no Brasil e no mundo</i>	42
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	42
2.3.1 <i>Caracterização da frota circulante</i>	42
2.3.2 <i>Emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais</i>	46
2.3.3 <i>Distribuição espacial das emissões atmosféricas por fontes veiculares nos municípios de Minas Gerais e Região Metropolitana de Belo Horizonte</i>	64
2.3.4 <i>Comparação das emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais com outras realidades no Brasil e no mundo</i>	68
2.4 CONCLUSÕES	72

CAPÍTULO 3 - ATUALIZAÇÃO DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR FONTES FIXAS PARA BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS	74
3.1 INTRODUÇÃO	75
3.2 METODOLOGIA	77
3.2.1 <i>Seleção dos empreendimentos e aquisição de dados</i>	77
3.2.2 <i>Cálculo do inventário</i>	79
3.2.3 <i>Alocação espacial e temporal</i>	79
3.2.4 <i>Avaliação de incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão</i>	80
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	81
3.3.1 <i>Emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte</i>	81
3.3.2 <i>Distribuição espacial e temporal das emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte</i>	89
3.3.3 <i>Avaliação de incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão</i>	91
3.4 CONCLUSÕES	94
CAPÍTULO 4 - SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	95
REFERÊNCIAS	97
ANEXOS	111

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Aplicação das abordagens de <i>bottom-up</i> e <i>top-down</i> para a elaboração de um inventário de emissões atmosféricas por fontes veiculares. Adaptado de Ntziachristos e Samaras (2016). ..13	13
Figura 2.1 – Curvas de sucateamento para veículos do ciclo Otto. (Fonte: adaptado de MMA, 2014).29	29
Figura 2.2 – Curvas de sucateamento para veículos do ciclo Diesel. (Fonte: adaptado de MMA, 2014).30	30
Figura 2.3 – Fração da frota de veículos flexíveis operando com etanol hidratado em função da relação de preços entre o etanol hidratado e a gasolina C, nos postos, em cada unidade da Federação (GOLDEMBERG <i>et al.</i> , 2008).....31	31
Figura 2.4 – Variação entre os preços do etanol hidratado e da gasolina no ano de 2015 em Minas Gerais.....32	32
Figura 2.5 – Temperaturas médias diárias ocorridas no estado de Minas Gerais no ano de 2015.....37	37
Figura 2.6 – Caracterização da frota dos automóveis (A), comerciais leves (B) e motocicletas (C) de Minas Gerais em 2015.....44	44
Figura 2.7 – Caracterização da frota dos caminhões (A) e ônibus (B) de Minas Gerais em 2015.....45	45
Figura 2.8 – Percentuais de emissões dos gases óxidos relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.48	48
Figura 2.9 - Percentuais de emissões de NMHC por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.....51	51
Figura 2.10 - Percentuais de emissões de RCHO por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.....52	52
Figura 2.11 - Percentuais de emissões de MP por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.57	57
Figura 2.12 – Contribuição dos diferentes processos para a emissão MP em Minas Gerais no ano de 2015.....60	60
Figura 2.13 – Emissões atmosféricas de CO por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.....65	65
Figura 2.14 – Emissões atmosféricas de NO _x por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.....66	66
Figura 2.15 – Emissões atmosféricas de SO ₂ por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.....66	66
Figura 2.16 – Emissões atmosféricas de COV por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.....67	67
Figura 2.17 – Emissões atmosféricas de MP por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.....67	67
Figura 3.1 – Metodologias para o cálculo das emissões atmosféricas por fontes fixas e avaliação dos custos e da credibilidade das estimativas. Adaptado de US EPA (1995).76	76
Figura 3.2 – Número de empreendimentos e fontes fixas identificadas que contribuem para a emissão de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte.81	81
Figura 3.3 – Taxas de emissão total anual de poluentes atmosféricos por fontes fixas em Belo Horizonte no ano de 2015.....82	82
Figura 3.4 – Localização das fontes de emissão fixas (chaminés) por regionais em Belo Horizonte....90	90
Figura 3.5 – Perfis horários das emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte.91	91
Figura 3.6 – Avaliação do erro percentual observado para os dados estimados relativamente aos dados monitorados92	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Publicação de inventários de emissões atmosféricas no Brasil.	15
Tabela 1.2 – Limites de emissão para veículos do ciclo Otto (veículos leves) estabelecidos pelo PROCONVE (SOUZA <i>et al.</i> , 2013; CARVALHO <i>et al.</i> , 2015; VENTURA; PINTO, 2016).	18
Tabela 1.3 – Limites de emissão e teores de enxofre nos combustíveis para veículos do ciclo Diesel (veículos pesados) estabelecidos pelo PROCONVE (SOUZA <i>et al.</i> , 2013; CARVALHO <i>et al.</i> , 2015; VENTURA; PINTO, 2016).....	18
Tabela 1.4 – Limites de emissão para ciclomotores, motocicletas e similares em cada fase do PROMOT (SOUZA <i>et al.</i> , 2013; VENTURA; PINTO, 2016).	19
Tabela 2.1 – Categorias de veículos, tipos de combustíveis e poluentes considerados neste estudo.	26
Tabela 2.2 – Coeficientes para as equações das curvas de sucateamento.	29
Tabela 2.3 – Índice de mobilidade (viagem.habitante ⁻¹ .dia ⁻¹) e da distância média percorrida (km.habitante ⁻¹ .dia ⁻¹) por faixa de população no transporte individual. (Adaptado de ANTP, 2016).....	38
Tabela 2.4 – Taxa de evaporação de combustíveis (CETESB, 2016b).....	40
Tabela 2.5 – Fatores de emissão de MP por desgaste de pneus e freios e pista por categoria de veículos. (Adaptado de MMA, 2014 e NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2016).	41
Tabela 2.6 – Estimativa da frota circulante e dados da frota licenciada no estado de Minas Gerais no ano de 2015.....	42
Tabela 2.7 – Emissões veiculares de gases óxidos por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.	46
Tabela 2.8 – Consumo de combustível em Minas Gerais no ano de 2015.....	49
Tabela 2.9 – Emissões veiculares de COV por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.	50
Tabela 2.10 – Emissões veiculares de MP por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.	56
Tabela 2.11 – Estimativa das emissões atmosféricas por fontes veiculares na RMBH com base em três métodos de segregação a partir das emissões totais do estado de Minas Gerais.	64
Tabela 2.12 – Emissões atmosféricas por fontes veiculares em diferentes partes do Brasil e do mundo.	69
Tabela 3.1 – Exemplos de atividades potencialmente poluidoras do ar segundo a DN nº. 74/2004 do COPAM.....	78
Tabela 3.2 – Quantitativo de fontes que emitem determinados poluentes e parcela dos dados obtidos a partir do monitoramento isocinético (monitorado) e daqueles que foram estimados a partir dos fatores de emissão.....	82
Tabela 3.3 – Emissões atmosféricas por tipologias de fontes fixas em Belo Horizonte.	84
Tabela 3.4 – Contribuições percentuais das fontes veiculares e fixas na emissão de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte no ano de 2015.....	85
Tabela 3.5 – Taxas de emissão horária dos poluentes atmosféricos por fontes fixas em Belo Horizonte no atual inventário e no publicado pela FEAM em 2003.	87
Tabela 3.6 – Comparação das emissões atmosféricas em Belo Horizonte com outras realidades do Brasil.	88

LISTA DE ANEXOS

Anexo I – Fator de segregação para veículos pesados (CETESB, 2016b).....	112
Anexo II – Valores de intensidade de uso de referência (km.ano ⁻¹) adotados no inventário. Adaptado de MMA (2014).....	113
Anexo III – Valores de autonomia (km.L ⁻¹) para veículos do ciclo Otto utilizados nesse inventário. Adaptado de CETESB (2016b).	114
Anexo IV – Valores de autonomia (km.L ⁻¹) para veículos do ciclo Diesel utilizados nesse inventário. Adaptado de CETESB (2016b).	115
Anexo V – Fator de emissão deteriorado para automóveis do ciclo Otto. Adaptado de CETESB (2016b).....	116
Anexo VI – Fator de emissão deteriorado para comerciais leves do ciclo Otto. Adaptado de CETESB (2016b).	118
Anexo VII – Fator de emissão para motocicletas novas. Adaptado de MMA (2014) e CETESB (2016b).	120
Anexo VIII – Fatores de emissão para comerciais leves novos do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).	121
Anexo IX – Fator de emissão para caminhões novos com motores do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).....	122
Anexo X – Fator de emissão para ônibus novos com motores do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).	124
Anexo XI – Fator de emissão evaporativa para automóveis abastecidos a gasolina. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	126
Anexo XII – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves abastecidos a gasolina. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	127
Anexo XIII – Fator de emissão evaporativa para automóveis abastecidos a etanol. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	128
Anexo XIV – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves abastecidos a etanol. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	129
Anexo XV – Fator de emissão evaporativa para automóveis <i>flex</i> abastecidos a gasolina. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	130
Anexo XVI – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves <i>flex</i> abastecidos a gasolina. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	130
Anexo XVII – Fator de emissão evaporativa para automóveis <i>flex</i> abastecidos a etanol. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	131
Anexo XVIII – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves <i>flex</i> abastecidos a etanol. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).	131

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRACICLO – Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares
- ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores
- ANP – Agência Nacional do Petróleo
- ANTP – Associação Nacional de Transportes Públicos
- BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CH₄ – Metano
- CMAQ – *Community Multiscale Air Quality Modeling System*
- CO – Monóxido de carbono
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental
- COV – Compostos orgânicos voláteis
- DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito
- DETRAN – Departamento de Trânsito
- EC – Carbono elementar
- EEA – *European Environment Agency*
- EIA – Estudo de Impacto Ambiental
- FE – Fator de emissão
- FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente / MG
- FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler / RS
- GELAI – Gerência de Licenciamento das Atividades Industriais
- GLP – Gás liquefeito de petróleo
- GNV – Gás natural veicular
- H₂S – Gás sulfídrico
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IDH – Índice de desenvolvimento humano
- IE – Inventário de emissões
- IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos / ES
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
- IPVA – Imposto sobre a Propriedade de Veículos Automotores

MMA – Ministério do Meio Ambiente
MP – Material particulado
MQA – Modelo de qualidade do ar
NMHC – Hidrocarbonetos não metano
NO_x – Óxidos de nitrogênio
OC – Carbono orgânico
PIB – Produto Interno Bruto
PREFE – Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias
PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT – Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Conexos
PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
PTS – Partículas totais em suspensão
RADA – Relatório de Avaliação de Desempenho Ambiental
RCHO – Aldeídos
RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte
RMF – Região Metropolitana de Fortaleza
RMGV – Região Metropolitana da Grande Vitória
RMRJ – Região Metropolitana do Rio de Janeiro
SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SEMMA – Secretaria Municipal de Meio Ambiente
SIAM – Sistema Integrado de Informação Ambiental
SINDIPEÇAS – Sindicato Nacional da Indústria de Componentes para Veículos Automotores
SMOKE – *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions*
SO₂ – Dióxido de enxofre
US EPA – *United States Environmental Protection Agency*
WHO – *World Health Organization*

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Introdução

Os processos de urbanização têm sido uma das tendências mais marcantes da atividade humana ao longo da história. Observa-se, por exemplo, que em meados do século XIX, apenas 1,7% da população mundial vivia em cidades, mas já no ano de 2007 essa fração correspondia a 50% (ALONSO *et al.*, 2010). Associados à intensificação dos processos de urbanização estão o rápido crescimento econômico, o desenvolvimento de uma diversidade de processos industriais, o dramático aumento no uso de combustíveis fósseis e não fósseis e o elevado nível de uso de veículos automotores, os quais têm contribuído significativamente para o aumento da emissão de poluentes para a atmosfera.

As partículas e gases tóxicos emitidos para a troposfera e os seus produtos de oxidação representam um risco direto ao meio ambiente e, principalmente, à saúde humana. De acordo com pesquisa desenvolvida por Cohen *et al.* (2005), que avaliaram a carga global de doenças devido à poluição do ar com base em dados do ano de 2004, as partículas finas (MP_{2,5}) causaram cerca de 3% da mortalidade por doença cardiopulmonar, 5% da mortalidade por câncer de traqueia, brônquios e pulmão, e em torno de 1% da mortalidade por infecções respiratórias agudas em crianças menores de 5 anos em todo o mundo. Isso equivalia a aproximadamente 0,8 milhão (1,2%) de óbitos prematuros, sendo o cenário mais acentuado nos países em desenvolvimento (COHEN *et al.*, 2005). Essa situação persiste até os dias atuais, já que no ano de 2015 o MP_{2,5} ocupou a quinta posição dentre os fatores de risco de mortalidade. Nesse ano, 4,2 milhões de mortes foram associadas à exposição ao MP_{2,5}, representando 7,6% do total de mortes globais. Comparativamente ao ano de 1990, as mortes atribuídas ao MP_{2,5} aumentaram em 20% no ano de 2015 (mudança de 3,5 para 4,2 milhões de mortes). Além do MP_{2,5}, foram atribuídas 254 mil mortes devido à exposição ao ozônio (COHEN *et al.*, 2017). Para o Brasil, os resultados da concentração de MP_{2,5} e seus excessos em relação ao padrão estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (10 µg.m⁻³) nas capitais São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre e Curitiba, representaram taxas anuais de mortalidade de 11,0, 4,3, 2,8, 2,0 e 2,6%, respectivamente (MIRANDA *et al.*, 2012).

Nos países em desenvolvimento, o problema da poluição do ar é geralmente agravado pelas legislações mais permissivas, pela falta de controle nos processos industriais, pela elevada idade da frota de veículos e pela ausência de manutenção em seus sistemas de controle, bem como pela utilização intensiva de combustíveis fósseis em vez de fontes de energia de baixa

emissão (ALONSO *et al.*, 2010). Diante dessas questões, tem sido um desafio para os estudiosos e gestores da qualidade do ar identificar as fontes de emissão de poluentes, entender os processos de dispersão e contaminação, e desenvolver estratégias efetivas de controle da poluição atmosférica nas áreas urbanas (FU *et al.*, 2013).

Isso acontece uma vez que as áreas urbanas são ambientes particularmente complexos, caracterizados pela presença de diversos poluentes, emitidos por múltiplas fontes. Além disso, uma série de diferentes escalas espaciais e temporais está envolvida nos processos de transformação química e transporte desses poluentes (BORGE *et al.*, 2014). A definição de estratégias e políticas para mitigar os efeitos adversos da exposição aos contaminantes atmosféricos requer pleno conhecimento sobre suas características e dinâmica em ambientes urbanos. Um dos passos mais importantes para atingir esse objetivo é identificar as fontes e quantificar as taxas de emissão de poluentes, para então estudar seu transporte e transformação em escalas locais e regionais na atmosfera. A elaboração de um inventário de emissões (IE) é uma etapa de grande relevância nesse sentido, sendo fundamental para identificar e quantificar as fontes de emissão significativas e para estabelecer ações regulatórias prioritárias (GONZÁLEZ *et al.*, 2017).

De acordo com Ueda e Tomaz (2011), no cenário brasileiro, os inventários de emissões atmosféricas têm sido elaborados pelas agências estaduais relacionadas ao meio ambiente e por centros de pesquisa, objetivando quantificar as emissões nos grandes centros urbanos, associando-as às fontes de emissão, de maneira a criar diretrizes para sua prevenção, redução e subsidiar a modelagem atmosférica. No entanto, um limitado número de regiões no país possui trabalhos com este fim e, muitas vezes, os mesmos estão desatualizados.

Um exemplo é o estado de Minas Gerais, que possui diversas fontes potenciais de emissão de poluentes atmosféricos, como as indústrias metalúrgicas, da mineração, de produção de cimento e cal, dentre outras, associadas ao elevado crescimento da frota veicular. Aliadas à expansão da malha urbana, essas fontes de emissão podem afetar a qualidade do ar, causando prejuízos à saúde da população, como observado nos trabalhos de Freitas *et al.* (2013) e Radicchi (2012) para Belo Horizonte, capital de Minas Gerais, e ao meio ambiente. Apesar desse cenário crítico, poucos trabalhos têm sido desenvolvidos com foco na poluição atmosférica para esse estado, especialmente em relação à identificação das fontes de emissão e avaliação dos processos de dispersão e contaminação ambiental. Por exemplo, o único

inventário de emissões atmosféricas existente para o estado foi elaborado pela Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM, 2003) com referência ao ano de 2002, considerando as fontes fixas e veiculares somente para os municípios de Belo Horizonte, Betim e Contagem, presentes na região metropolitana de sua capital, a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), frente à dimensão total do estado que conta com 853 municípios.

Diante desse contexto, o conhecimento das fontes e a quantificação dos poluentes emitidos no espaço e no tempo em Minas Gerais e em Belo Horizonte poderiam trazer melhores respostas a respeito de quais setores são os mais poluentes, bem como os locais e períodos de tempo em que as emissões estão concentradas, sendo mais críticos para a saúde da população nos dias atuais. Os resultados desse estudo podem ser uma ferramenta auxiliar para a elaboração de propostas de medidas eficientes para a gestão, minimização e controle da poluição do ar em sua área de abrangência. O mesmo também pode contribuir para avanços científicos, a partir do conhecimento dos principais poluentes emitidos nessa importante área do Brasil, além de dar subsídios à aplicação de relevantes modelos de qualidade do ar conhecidos mundialmente e com recentes usos na comunidade científica, adequando-os à realidade de cidades brasileiras.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Diagnosticar as emissões atmosféricas por fontes fixas e veiculares ocorridas em Minas Gerais.

1.2.2 Objetivos específicos

- Identificar e quantificar as emissões atmosféricas por fontes veiculares no estado de Minas Gerais;
- Desagregar as emissões por municípios do estado, identificando aqueles que mais contribuem para as altas taxas de emissão;
- Comparar as emissões atmosféricas por fontes veiculares ocorridas em Minas Gerais com a realidade de outros estados, regiões metropolitanas e capitais do Brasil e do mundo.
- Identificar e quantificar as emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais;
- Alocar as emissões atmosféricas por fontes fixas no espaço e no tempo;
- Analisar as principais mudanças ocorridas nos perfis de emissão em Belo Horizonte, comparativamente ao inventário com o ano base de 2002 publicado pela FEAM;
- Avaliar as incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão para as estimativas das emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte.

1.3 Revisão da literatura

1.3.1 Fontes de emissão de poluentes atmosféricos

Para uma melhor compreensão da dinâmica da poluição atmosférica, o conhecimento das principais fontes de emissão, assim como a variabilidade dessas emissões ao longo do tempo é algo muito importante. As fontes de emissão são normalmente agrupadas em fontes naturais e antropogênicas. Como observado em Vallero (2014), a regulamentação da poluição do ar tem enfatizado a avaliação das fontes antropogênicas, uma vez que, se a sociedade tem o conhecimento sobre os processos responsáveis por essas emissões, existem maiores possibilidades de intervenções para impedir ou minimizar a formação, liberação e exposição aos poluentes. Nesse sentido, os caminhos pelos quais os poluentes são gerados e emitidos devem ser monitorados de maneira a contribuir com medidas de prevenção e controle da poluição.

De acordo com Costa e Baldasano (1996), as principais fontes antropogênicas de poluentes atmosféricos são as fontes móveis (provenientes do tráfego rodoviário, ferroviário, marítimo e aéreo), as indústrias (como as indústrias do ferro e do aço, indústria do petróleo, usinas de produção de energia, etc.), e a evaporação de solventes (processo comum em postos de combustível, cabines de pinturas e na aplicação doméstica de tintas). Dentre os poluentes emitidos estão os óxidos de enxofre (SO_x) e de nitrogênio (NO_x), o monóxido de carbono (CO), os compostos orgânicos voláteis (COV) e o material particulado primário (MP).

O SO_x tem como principal fonte a queima de combustíveis contendo enxofre. Os combustíveis fósseis, principalmente carvão e petróleo, contêm quantidades de enxofre que variam de acordo com sua fonte, tipicamente entre 1% e 5%. Assim, durante a queima desses combustíveis por veículos, indústrias siderúrgicas, metalúrgicas, usinas termelétricas, caldeiras industriais, no refino de petróleo, dentre outros processos, o enxofre presente é convertido a SO_2 (MARTINS; ANDRADE, 2002; WHO, 2006). Em muitos países, a remoção de uma significativa parcela do enxofre presente nos combustíveis tem ocorrido em seu processo de refino, de maneira a prevenir a posterior emissão de seus gases formados nos processos de combustão. No Brasil, por exemplo, alguns esforços recentes foram tomados nesse sentido, com a publicação das resoluções nº. 40/2013 e nº. 30/2015 da Agência Nacional do Petróleo (ANP, 2013a; 2015), que objetivaram a redução da quantidade de enxofre na gasolina comum de 800 mg.kg^{-1} para 50 mg.kg^{-1} , e da resolução nº. 50/2013 da

ANP (ANP, 2013b), com a criação do diesel B S-10 (10 mg.kg^{-1} de S) em substituição ao diesel B S-50, que possuía até 50 mg.kg^{-1} , a fim prevenir a poluição atmosférica. Outra fonte significativa de emissão de SO_x reportada na literatura é o processo de sinterização usado na fundição de metais, que envolve a torrefação de minérios de sulfetos metálicos (WHO, 2006), como ocorre em diversas indústrias metalúrgicas no Brasil.

Paralelamente à formação do SO_x , na queima dos combustíveis fósseis ocorre também a formação do NO_x . Neste caso, o nitrogênio presente nestes compostos também é convertido a NO_x , sendo o carvão mineral o combustível mais contribuinte nesse contexto, já que os combustíveis derivados do petróleo e o gás natural possuem concentrações muito baixas de nitrogênio. Além disso, um processo complementar de formação do NO_x ocorre devido à combinação do nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) atmosféricos durante a combustão a altas temperaturas. Isto justifica o fato do tráfego rodoviário e a produção de eletricidade em usinas termelétricas estarem entre as fontes predominantes de emissão destes gases (WHO, 2006).

Para o CO, sua formação ocorre durante a combustão incompleta de diversos combustíveis contendo carbono, como os derivados de petróleo, biomassa, dentre outros. Nesses processos de combustão, o produto mais esperado é o CO_2 (composto mais oxidado). No entanto, por questões de controle de processos ou falta de estequiometria entre os combustíveis e os agentes oxidantes, ocorre a oxidação parcial do material contendo carbono, levando à formação do CO (WHO, 2006). Como resultado da combustão incompleta, também são gerados os COVs. Estes são também emitidos em processos de fabricação, armazenamento e transporte de combustíveis, além da evaporação de solventes em cabines de pintura e na aplicação de tintas na construção civil (WHO, 2006; VALLERO, 2014).

O MP possui diversas fontes de emissão e os processos que o emitem influenciam significativamente a sua composição. Assim, o MP orgânico é emitido durante a queima de combustíveis fósseis e biomassa, por exemplo, o diesel em motores e a lenha em caldeiras industriais. Para estes casos, as partículas são compostas em grande parte por carbono elementar (grafite) e por compostos orgânicos de baixa volatilidade (como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos). Para as partículas inorgânicas, uma importante fonte são as cinzas volantes, que se formam a partir da mineralização dos combustíveis, sendo emitidas em diversos processos térmicos. Outras fontes desse MP inorgânico são provenientes de processos mecânicos de extração, redução granulométrica e transporte de materiais, como os

processos de mineração, as indústrias cimenteiras e metalúrgicas e os serviços da construção e demolição (WHO, 2006; VALLERO, 2014).

Para as fontes de emissão de MP no cenário brasileiro, estudos que visaram avaliar a concentração e a caracterização do material particulado fino (MP_{2,5}) em seis capitais (Belo Horizonte, Curitiba, Porto Alegre, Recife, Rio de Janeiro e São Paulo) (ANDRADE *et al.*, 2012; MIRANDA *et al.*, 2012), demonstraram que, como em outras regiões do mundo, nessas áreas urbanas os veículos pesados a diesel são a principal fonte de emissão das partículas finas, o que é justificado por sua composição em termos de *black carbon* (fuligem), que estava entre 20 a 38% da massa do material fino total nas áreas avaliadas. Em relação à composição iônica, uma importante observação foi feita para a cidade de São Paulo, que dentre as capitais foi a que apresentou as maiores concentrações de todos os íons e, em particular, altas concentrações de amônio, que podem estar associadas às emissões veiculares (redução em conversores catalíticos de três vias). Para a composição elementar, foram observadas nas cidades do sul do Brasil (Porto Alegre e Curitiba) relevantes concentrações de potássio (K), podendo ser provenientes da queima de madeira para o aquecimento doméstico durante o inverno. Outro cenário interessante foi o de Belo Horizonte, que devido à sua proximidade com áreas de mineração e a predominância da direção dos ventos no sentido das minas para o centro urbano, o MP_{2,5} apresentou altas concentrações de silício (Si), cálcio (Ca), manganês (Mn) e ferro (Fe) em sua composição (ANDRADE *et al.*, 2012; MIRANDA *et al.*, 2012).

Em relação às fontes naturais, Boubel *et al.* (1994) descrevem uma série de fontes contribuintes. A primeira delas são as erupções vulcânicas, que contribuem com a emissão de material particulado e dos gases SO₂, H₂S (gás sulfídrico) e CH₄ (metano). As queimadas naturais também são relatadas, tendo como aspecto a significativa quantidade de poluentes emitidos em forma de fumaça, como CO, hidrocarbonetos, NO_x e cinzas. Outras fontes naturais citadas são as tempestades de poeira, que contribuem com a emissão de grande quantidade de material particulado e os oceanos, que continuamente emitem aerossóis em forma de partículas de sal para a atmosfera.

Por fim, as florestas e vegetações são também listadas como fontes de emissão naturais de COV e MP (pólen). Associadas a elas, porém provenientes de atividades com intervenção antrópica, estão a agricultura e a pecuária. Essas emissões, classificadas também como

biogênicas, são consideradas as principais fontes de hidrocarbonetos no mundo (BOUBEL *et al.*, 1994; COSTA; BALDASANO, 1996; VALLERO, 2014).

1.3.2 Inventários de emissões atmosféricas

Os inventários de emissões (IE) podem ser definidos como uma lista atualizada e abrangente das emissões atmosféricas causadas por uma fonte ou um grupo de fontes que estão localizadas dentro dos limites fixos de uma área geográfica específica em um determinado período de tempo (ARYA, 1999; US EPA, 1999). Um IE contém informações sobre o tipo, quantidade, localização e magnitude das fontes de poluição atmosférica (RIGHI *et al.*, 2013). Por meio dessa ferramenta, é possível identificar as fontes de emissão predominantes e compreender os setores e os tipos de poluentes que mais contribuem para a deterioração da qualidade do ar em determinada localidade. Do ponto de vista das políticas públicas, inventários podem auxiliar na elaboração de programas de prevenção e controle da poluição, na avaliação de tendências anuais de redução ou aumento de determinados poluentes e no monitoramento do progresso de metas de redução de emissões (UEDA; TOMAZ, 2011; QIU *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014).

Os dados de emissões presentes nos inventários estão também dentre os dados de entrada mais importantes para a utilização de modelos de qualidade do ar (MQAs). MQAs são ferramentas essenciais para o entendimento das interações entre os diversos elementos que contribuem para a qualidade do ar em determinada região, tais como as emissões, as condições meteorológicas e os aspectos do comportamento físico-químico e dinâmico dos poluentes na atmosfera (BORGE *et al.*, 2008). Os MQAs podem ser utilizados na avaliação das estratégias de controle e previsão da qualidade do ar e na investigação de processos de formação e transporte de poluentes em determinada região (WANG *et al.*, 2011). Eles são também importantes para o conhecimento das relações entre as fontes de emissão e os receptores frente aos diversos problemas de qualidade do ar observados, como seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente (KIM *et al.*, 2008).

No cenário atual, os IE elaborados pelas agências ambientais governamentais, de maneira geral, somente fornecem os poluentes legislados, como por exemplo, NO_x, SO_x, CO, COV e MP. Do ponto de vista temporal, as emissões são disponibilizadas a uma taxa anual para cada fonte emissora por poluente (ARAÚJO, 2016; BORGE *et al.*, 2008; KIM *et al.*, 2008). Isso torna esses inventários limitados, uma vez que as emissões variam em uma menor escala de

tempo (variação diária, por exemplo) e uma diversidade de outros poluentes podem ser emitidos, além dos legislados. Ademais, os dados de emissão apresentados nesse formato são insuficientes para a aplicação em modelos de qualidade do ar.

Para serem processados nos MQAs, os IE devem possuir as emissões distribuídas no espaço e no tempo, bem como os poluentes emitidos necessitam estar quimicamente detalhados (especificação química) (BORGE *et al.*, 2008; BORGE *et al.*, 2014; DERWENT, 2010; KIM *et al.*, 2008). A espacialização das emissões é um processo em que as mesmas são distribuídas em uma grade horizontal, por meio de seus pares coordenados, latitude e longitude, e também nos perfis verticais da atmosfera na área de estudo. Essa etapa é de grande importância na modelagem e gestão da qualidade do ar, pois não só fornece dados necessários para os MQAs, como também auxilia na identificação de áreas com as emissões mais impactantes e onde medidas especiais poderiam ser adotadas para o controle da poluição (BORGE *et al.*, 2008).

Em relação à distribuição temporal, as taxas de emissão podem variar em diferentes escalas de tempo, incluindo as escalas sazonal, mensal, semanal, diária e horária. Embora muitos modelos de transporte de poluentes e de química atmosférica necessitem de dados de emissões numa base horária, na prática, as limitações de dados raramente permitem que as emissões de muitas fontes estejam disponíveis nesse formato (VALLACK; RYPDAL, 2012). Essa situação, muitas vezes justifica o fato de os inventários com princípios regulatórios, elaborados pelas agências ambientais, só apresentarem as emissões por meio de taxas anuais. A especificação química é o detalhamento dos poluentes emitidos, incluindo não somente a caracterização dos poluentes regulamentados, mas também a especificação dada em função dos componentes reativos (por exemplo, composição do MP_{2,5} em sulfatos, nitratos, amônio, carbono orgânico, carbono elementar, e dos COV em formaldeídos, benzeno, acetaldeídos, acroleínas, entre outros) (BORGE *et al.*, 2008).

O conhecimento detalhado da distribuição espaço-temporal das emissões em um IE pode permitir ainda o desenvolvimento de estratégias mais eficazes para a redução da poluição atmosférica, uma vez que além de informações sobre as fontes e os setores mais impactantes, podem-se obter dados dos períodos de tempo e locais com as taxas de emissões mais críticas para a saúde da população (ZHOU *et al.*, 2014). Com essas características, os inventários podem também auxiliar na elaboração de diretrizes para a implantação de redes de monitoramento da qualidade do ar, indicando, por exemplo, as áreas mais susceptíveis a altas

concentrações de poluentes, ou aquelas mais representativas para um monitoramento eficiente (VENEGAS *et al.*, 2011).

Para atuarem de maneira eficiente, contribuindo para uma melhor gestão da qualidade do ar e para o desempenho preciso e acurado dos MQAs, os inventários devem apresentar de maneira mais realista possível as emissões atmosféricas dos poluentes primários. E este tem sido um dos grandes problemas enfrentados para a gestão da qualidade do ar em grandes cidades na América do Sul. De acordo com Gallardo *et al.*, (2012), os inventários de emissões elaborados para as megacidades sul-americanas têm sido relativamente imprecisos, sendo utilizados para aplicação de medidas de regulamentação, tratando principalmente de fontes industriais e focando nos impactos agudos na saúde. Para uma investigação ambiental mais precisa, considerando, por exemplo, os efeitos crônicos dos poluentes na saúde, inventários de emissões detalhados e localmente representativos são fundamentais. Como relatado por Zhou *et al.* (2014), um inventário de emissões detalhado é uma informação chave para o entendimento e para a solução dos complexos problemas de poluição do ar, sendo sua elaboração considerada como uma das fases mais críticas para o diagnóstico, modelagem e previsão da qualidade do ar.

1.3.3 Abordagens metodológicas na elaboração de inventários de emissões atmosféricas

Dentre as metodologias para a elaboração dos inventários de emissões atmosféricas, duas abordagens são utilizadas: a *bottom-up* e a *top-down*. De maneira mais simplificada, pode se dizer que a abordagem *bottom-up* é baseada na estimativa das emissões por meio de dados detalhados de cada fonte de emissão. Já a abordagem *top-down* é fundamentada em um processo de desagregação das emissões totais de uma grande área (um estado, por exemplo) para unidades administrativas menores (cidades, por exemplo) (COELHO *et al.*, 2014; OSSÉS DE EICKER *et al.*, 2008).

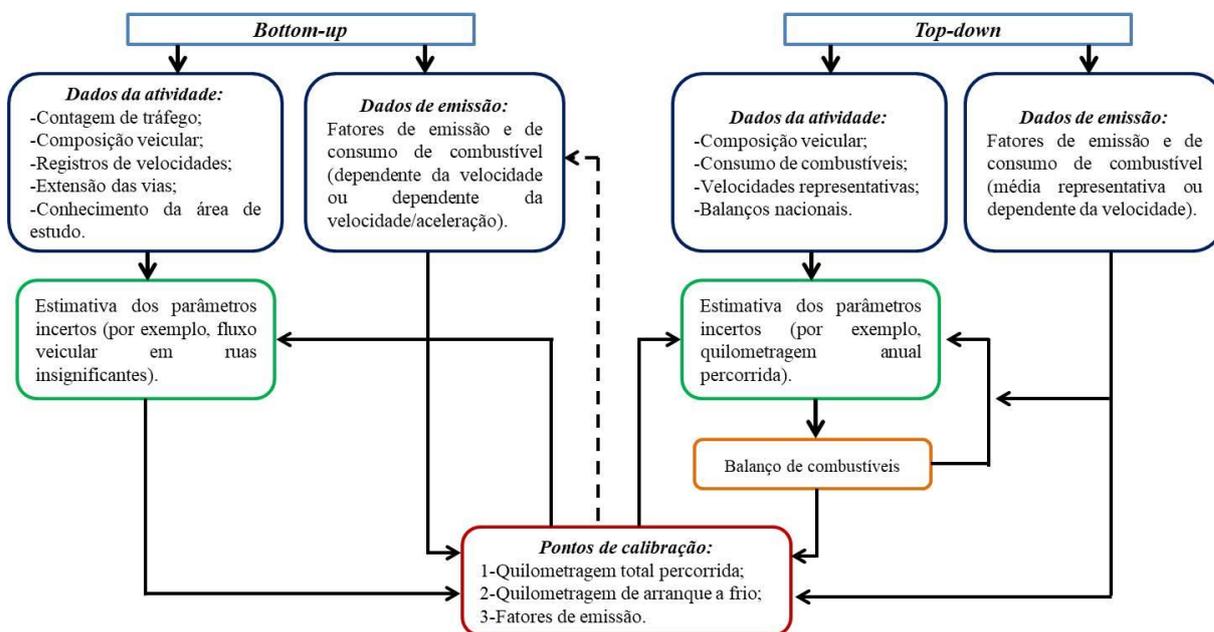
Na abordagem *bottom-up*, a região de interesse é dividida em setores estratégicos (fontes de emissão), como tipologias industriais ou tráfego por categorias de veículos e tipo de combustível utilizado. A partir de então, essas fontes são relacionadas às suas atividades e fatores de emissão detalhados. As fontes nada mais são que a localização espacial do emissor, as atividades são o padrão de emissão temporal e os fatores de emissão determinam a quantidade de poluentes emitidos (BIESER *et al.*, 2010).

Por outro lado, a abordagem *top-down* calcula as emissões totais de alguma região por meio de indicadores genéricos, como dados de vendas ou do consumo total de combustíveis, ou dados da população total de uma área. Esses indicadores são então relacionados a fatores de emissão, por exemplo, a quantidade de SO₂ emitida por unidade de energia utilizada por habitante, alcançando assim as emissões totais. Posteriormente, ocorre a desagregação das emissões de acordo com determinados fatores, como a densidade populacional por região (BIESER *et al.*, 2010; COSTA; BALDASANO, 1996). Essa abordagem é útil em situações em que informações detalhadas sobre as principais fontes emissoras são frágeis ou muito simplificadas, sendo uma alternativa a cidades com recursos limitados (COELHO *et al.*, 2014; OSSÉS DE EICKER *et al.*, 2008).

Ambas as abordagens possuem vantagens e desvantagens: a *bottom-up* é mais precisa, mas, normalmente, é um processo mais caro e demorado, enquanto a *top-down* é mais rápida e mais barata, e requer menos habilidades técnicas dos desenvolvedores, contudo a precisão da distribuição espacial das emissões pode ser muito menor (COSTA; BALDASANO, 1996; RIGHI *et al.*, 2013).

Na Figura 1.1 é apresentado um fluxograma que detalha o processo de inventário das emissões atmosféricas por fontes veiculares segundo as abordagens *bottom-up* e *top-down*. Por meio desse fluxograma é possível compreender de maneira mais clara as diferenças entre cada um desses processos, principalmente a partir da observação dos dados de entrada necessários às estimativas de acordo com cada metodologia.

Figura 1.1 – Aplicação das abordagens de *bottom-up* e *top-down* para a elaboração de um inventário de emissões atmosféricas por fontes veiculares. Adaptado de Ntziachristos e Samaras (2016).



1.3.4 O cenário brasileiro frente aos inventários de emissões atmosféricas

Na Tabela 1.1 são apresentados os diversos inventários publicados para o Brasil e seus estados, regiões metropolitanas e municípios. Esses inventários foram, de maneira geral, elaborados pelas agências governamentais relacionadas ao meio ambiente, por empresas privadas contratadas pelas agências ambientais ou foram decorrentes de pesquisa acadêmica. Como pode ser verificado nesta mesma tabela, um limitado número de regiões no país possui trabalhos objetivando caracterizar as fontes e as taxas de emissão de poluentes atmosféricos que acontecem no território nacional.

Com foco no Brasil, são observados três inventários: dois deles publicados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), que além de divulgar os resultados das emissões atmosféricas por veículos automotores nacionais, também propuseram as metodologias de cálculo para os inventários estaduais. Apesar disso, o último relatório publicado ocorreu no ano de 2014, sendo 2012 o ano base, além de não incorporar outras fontes, como as industriais. Como fruto de pesquisa acadêmica, Kawashima (2015) desenvolveu um inventário por fontes fixas para o Brasil, cujo ano base foi 2011. Neste estudo foram incorporados os setores com as maiores taxas de consumo de energia por unidade de produto, os quais são a indústria de refino de

petróleo, as usinas termoeletricas, as indústrias de cimento *Portland* e as indústrias de papel e celulose. Nesse estudo, todas as fontes inventariadas foram georreferenciadas, como os poluentes representados espacialmente (Tabela 1.1).

Dentre as regiões do país (estados, regiões metropolitanas e municípios), o Sudeste brasileiro é o que apresenta o melhor cenário, pois possui no mínimo uma publicação para cada estado. O Espírito Santo, por exemplo, possui um inventário completo para a região metropolitana de sua capital, a cidade de Vitória (RMGV), publicado por seu órgão ambiental gestor, com referência ao ano de 2010. Além disso, o estudo desenvolvido por Araújo (2016) objetivou investigar as emissões atmosféricas de origem veicular na RMGV, recalculando o inventário publicado pelo órgão ambiental, contudo, adotando a metodologia de referência nacional. Além disso, esse estudo também caracterizou, quantitativamente, as emissões no tempo e no espaço, bem como sua especificação química, dando subsídios à aplicação dos modelos de qualidade do ar (Tabela 1.1).

Na Região Sudeste, o estado de São Paulo é o que possui as publicações mais atuais, sendo que a cada ano a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), seu órgão ambiental, apresenta o relatório das emissões atmosféricas por fontes veiculares do ano imediatamente anterior. Esse processo vem acontecendo desde o ano de 2012, e o último inventário publicado aconteceu no ano de 2017, com referência ao ano base 2016. Os inventários da CETESB, além de informar as emissões totais no estado de São Paulo, também fornecem dados para as suas diversas regiões metropolitanas (São Paulo, Campinas, Vale do Paraíba e Litoral Norte, Baixada Santista, Sorocaba e Ribeirão Preto). Para o estado de São Paulo, no ano de 2008, por meio da “Operação Processo Industrial”, foi também elaborado o inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas em diversas regiões. Esse inventário foi atualizado para o ano de 2014 com base em informações declaradas pelos empreendimentos, o qual foi reajustado em função da elaboração do Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias – PREFE – 2014. Os resultados desse inventário foram apresentados de maneira compilada (emissões totais, por ano, considerando a soma de todas as fontes inventariadas em cada região de estudo) no “Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2015”. Além disso, para a Região Metropolitana de Campinas, Ueda e Tomaz (2011) estimaram as taxas de emissão dos poluentes emitidos pelas fontes veiculares no ano base 2009 (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 – Publicação de inventários de emissões atmosféricas no Brasil.

Abrangência	Referência	Ano base	Tipos de fontes
Brasil	MMA (2011; 2014)	2009, 2012	Fontes veiculares
Brasil	Kawashima (2015)	2011	Fontes fixas
Belo Horizonte, Betim e Contagem (Minas Gerais)	FEAM (2003)	2002	Fontes fixas e veiculares
Campinas	Ueda e Tomaz (2011)	2009	Fontes veiculares
São Paulo	CETESB (2012 - 2017)	2011 - 2016	Fontes veiculares
São Paulo	(CETESB, 2016a)	2008	Fontes fixas
Rio de Janeiro	Fundação COPPETEC (2011)	2010	Fontes veiculares
Rio de Janeiro	Souza <i>et al.</i> (2013)	2010	Fontes veiculares
Região Metropolitana do Rio de Janeiro	Ventura e Pinto (2016)	2013	Fontes veiculares
Região Metropolitana do Rio de Janeiro	Pires (2005)	2001	Fontes fixas
Região Metropolitana da Grande Vitória	IEMA; ECOSOFT (2011)	2010	Fontes fixas, veiculares e outras
Região Metropolitana da Grande Vitória	Araújo (2016)	2010	Fontes veiculares
Paraná	Grauer <i>et al.</i> (2013)	2011	Fontes fixas e veiculares
Rio Grande do Sul	FEPAM (2010)	2009	Fontes veiculares
Região Metropolitana de Porto Alegre	Teixeira <i>et al.</i> , 2008	2004	Fontes veiculares
Campo Grande (MS)	Prefeitura Municipal de Campo Grande (2016)	2010	Fontes veiculares
Mesorregiões Leste, Centro e Sul do estado de Goiás	Silva-Neto <i>et al.</i> (2015)	2015	Fontes fixas
Região Metropolitana de Fortaleza	Policarpo <i>et al.</i> (2018)	2010, 2015	Fontes veiculares
Região Metropolitana de Salvador	Lyra (2008)	2006	Fontes fixas e veiculares

O estado do Rio de Janeiro possui publicações a nível estadual e para a região metropolitana de sua capital, a cidade do Rio de Janeiro (RMRJ). Para o estado, dois inventários foram publicados para as fontes veiculares, os quais seguiram as metodologias de referência nacional (MMA, 2011) e tiveram 2010 como o ano base. Para a RMRJ, recentemente (2016), houve a publicação de um inventário para as fontes veiculares, contemplando as emissões especializadas por vias de tráfego na região. Além disso, no ano de 2005, uma dissertação de mestrado desenvolveu o inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas para RMRJ no ano base de 2001 (Tabela 1.1).

Dentro da Região Sudeste, quanto à publicação de inventários de emissões atmosféricas, o pior cenário é observado para Minas Gerais, que possui o inventário mais antigo dentre os outros estados. Esse inventário, apesar de incluir as fontes fixas e veiculares, e no caso destas últimas, existir a espacialização por vias de tráfego, abrange apenas três municípios da Região Metropolitana da capital Belo Horizonte (RMBH), excluindo os outros 31 municípios que compõe essa região, além de não possuir um diagnóstico para as outras regiões do estado (Tabela 1.1).

Para a Região Sul, não são observados trabalhos para o estado de Santa Catarina. Por outro lado, os estados do Rio Grande do Sul e do Paraná possuem seus inventários publicados pelos órgãos ambientais gestores, os quais englobam, respectivamente, as fontes veiculares e as fontes fixas e veiculares. Existe ainda outro inventário, fonte de pesquisa acadêmica, relacionado à Região Metropolitana de Porto Alegre (Tabela 1.1).

Para a Região Centro Oeste, existem apenas duas publicações, que tem como abrangência as fontes veiculares, atendendo as Mesorregiões Leste, Centro e Sul do estado de Goiás (pesquisa acadêmica) e para a cidade de Campo Grande, no Mato Grosso do Sul (divulgado pela prefeitura local) (Tabela 1.1).

No caso da Região Nordeste, dois inventários foram identificados. O primeiro deles, a mais recente publicação dentre os outros inventários identificados para o Brasil, publicado em 2018, foi desenvolvido para a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), no estado do Ceará. Esse inventário também seguiu as metodologias recomendadas pelo MMA, fazendo uma avaliação para os anos base 2010 e 2015. Além desse, observa-se também um trabalho para a Região Metropolitana de Salvador, estado da Bahia, a qual incorporou as fontes fixas e veiculares, sendo um trabalho resultante de pesquisa acadêmica (Tabela 1.1). Por fim, não foram observadas publicações para a Região Norte do país.

De maneira geral, além do fato da maior parte dos estados e áreas urbanas do país não possuírem inventários de emissões atmosféricas, para aqueles existentes ocorre, na maioria dos casos, uma dificuldade de atualização dos dados, que muitas vezes já não são mais representativos da realidade local. Soma-se a isso, o fato de a maioria deles só incorporar um tipo de fonte de emissão e as metodologias para sua elaboração não serem padronizadas para as diversas localidades. Cabe ainda dizer que a distribuição das emissões no espaço e no

tempo não está presente na maioria deles, sendo os resultados apresentados de forma agregada para as áreas em avaliação.

1.3.5 Políticas nacionais voltadas para o controle das emissões atmosféricas

Na década de 1980, em função do acelerado crescimento urbano e industrial brasileiro e da frota de veículos automotores, com consequentes impactos na qualidade do ar e de seus reflexos negativos sobre a sociedade, a economia e o meio ambiente, existiu a necessidade da criação de diretrizes para controle e minimização da poluição atmosférica. Frente a esse contexto, por meio da Resolução nº. 005/1989, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR). Seu objetivo principal era permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas à melhoria da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e ao não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas (BRASIL, 1989).

Para alcançar os objetivos do PRONAR, definiu-se como estratégia básica o estabelecimento de limites nacionais para as emissões atmosféricas, por tipologia de fontes e poluentes prioritários, reservando o uso dos padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle (MMA, 2016). Para isso, um dos instrumentos mais importantes para a execução dessa política foi o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), criado pela Resolução CONAMA nº. 018/1986 (BRASIL, 1986), antes mesmo da efetivação do PRONAR. De acordo com Ventura e Pinto (2016), a elaboração do PROCONVE teve como base os padrões de emissão de excelência dos Estados Unidos, para os veículos do ciclo Otto (veículos leves), e da Europa (Euro), para os veículos do ciclo Diesel (veículos pesados). Nas Tabelas 1.2 e 1.3, podem ser observadas as fases e características do PROCONVE aplicadas aos veículos do ciclo Otto e do ciclo Diesel.

Tabela 1.2 – Limites de emissão para veículos do ciclo Otto (veículos leves) estabelecidos pelo PROCONVE (SOUZA *et al.*, 2013; CARVALHO *et al.*, 2015; VENTURA; PINTO, 2016).

Fases	Vigência	Resolução CONAMA	Emissão [g.km ⁻¹]			
			CO	HC	RCHO	NO _x
L1	1990-1991	n° 18/86	24,00	2,10	-	2,00
L2	1992-1996	n° 18/86	12,00	1,20	0,15	1,40
L3	1997-2006	n° 18/86	2,00	0,30	0,03	0,60
L4	2007-2008	n° 315/02	2,00	0,16	0,03	0,25
L5	2009-2013	n° 315/02	2,00	0,05	0,02	0,12
L6	A partir de 2014	n° 415/09	1,30	0,05	0,02	0,08

Tabela 1.3 – Limites de emissão e teores de enxofre nos combustíveis para veículos do ciclo Diesel (veículos pesados) estabelecidos pelo PROCONVE (SOUZA *et al.*, 2013; CARVALHO *et al.*, 2015; VENTURA; PINTO, 2016).

Fases	Euro	Vigência	Resolução CONAMA	Emissão [g.kW ⁻¹ .h ⁻¹]				Teor de enxofre (ppm)
				CO	HC	NO _x	MP	
P1	Sem especificação	1989-1993	n° 18/86	14,00 ⁽¹⁾	3,50 ⁽¹⁾	18,02	-	-
P2	Euro 0	1994-1995	n° 08/93	11,20	2,45	14,40	0,60 ⁽¹⁾	3.000 a 10.000
P3	Euro I	1996-1999	n° 08/93	4,90	1,23	9,00	0,40 ou 0,70 ⁽²⁾	3.000 a 10.000
P4	Euro II	2000-2005	n° 08/93	4,00	1,10	7,00	0,15	3.000 a 10.000
P5	Euro III	2006-2008	n° 315/02	2,10	0,66	5,00	0,10 ou 0,13 ⁽³⁾	500 a 2.000
P6 ⁽⁴⁾	Euro IV	2009-2012	n° 315/02	1,50	0,46	3,50	0,02	50
P7	Euro V	A partir de 2012	n° 403/08	1,50	0,46	2,00	0,02	10

⁽¹⁾Não foram exigidos legalmente. ⁽²⁾0,70 para motores de até 85 kW e 0,40 para motores com mais de 0,85 kW. ⁽³⁾Para motores de cilindrada unitária inferior a 0,75 dm³ e rotação à potência nominal superior 3.000 min⁻¹. ⁽⁴⁾Não chegou a ser implantada.

Aliado ao PROCONVE, foi criado o Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Conexos (PROMOT), segundo a Resolução n°. 297/2002 do CONAMA (BRASIL, 2002). O PROMOT foi também baseado nas legislações vigentes na Europa, sendo que os primeiros limites propostos para vigorar a partir de 2003 levaram em consideração o estágio tecnológico em que se encontrava a indústria nacional de motocicletas

e veículos similares (VENTURA; PINTO, 2016). Na Tabela 1.4 podem ser observadas as fases características do PROMOT.

Tabela 1.4 – Limites de emissão para ciclomotores, motocicletas e similares em cada fase do PROMOT (SOUZA *et al.*, 2013; VENTURA; PINTO, 2016).

Fases	Vigência	Resolução CONAMA	Tipos	Velocidade máxima [km.h ⁻¹]	Cilindradas (cc)	Emissão [g.km ⁻¹]		
						CO	HC	NO _x
M1	2003-2004	n° 297/02	Motociclos e similares	-	≤ 250	13,00	3,00	0,30
			Ciclomotores	-	> 250	-	-	-
M2	2005-2008	n° 342/03	Motociclos	-	< 150	5,50	1,20	0,30
			Assemelhados ⁽¹⁾	-	≥ 150	5,50	1,00	0,30
		n° 297/02	Ciclomotores	-	-	7,00	1,50	0,40
M3	2009-2013	n° 342/03	Motociclos e similares	-	< 150	2,00	0,80	0,15
				-	≥ 150	2,00	0,80	0,15
M4	2014-2016	n° 456/13	Motociclos e similares ⁽²⁾	< 130	-	2,00	0,80	0,15
				≥ 130	-	2,00	0,30	0,15
	A partir de 2016	n° 456/13	Motociclos e similares ⁽³⁾	< 130	-	2,00	0,56	0,13
				≥ 130	-	2,00	0,25	0,17
	A partir de 2014	n° 456/13	Ciclomotores	-	-	1,00	0,80	0,15

⁽¹⁾Motociclos de três rodas (triciclos) e de quatro rodas (quadriciclos). ⁽²⁾Modelos novos. ⁽³⁾Todos os modelos.

Tanto o PROCONVE como o PROMOT destinaram-se a estabelecer limites de emissão atmosférica para veículos a motores do ciclo Diesel (comerciais leves, ônibus e caminhões), do ciclo Otto (automóveis e comerciais leves movidos à gasolina e/ou etanol) e para motocicletas e veículos similares. Ambos seguiram um padrão de fases de implementação progressivas, de maneira que a indústria automobilística e os fornecedores de combustíveis pudessem se adaptar gradualmente e as emissões atmosféricas fossem reduzidas ao longo do tempo (CARVALHO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2013).

Com foco nas emissões industriais, instrumentos importantes para a execução do PRONAR foram as Resoluções n° 382/2006 e n° 436/2011 do CONAMA (BRASIL, 2006; BRASIL, 2011). As mesmas são complementares e destinadas a estabelecer os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Na conjuntura estadual, existe ainda a Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) n° 187/2013 (MINAS GERAIS, 2013), que possui objetivos semelhantes aos das resoluções nacionais supracitadas. Em todos esses casos, as normas além de estabelecerem os limites de emissão,

também criaram diretrizes para condições mínimas de gerenciamento das fontes segundo suas tipologias industriais.

1.4 Estrutura do documento

O presente estudo foi dividido em duas etapas, as quais foram discutidas nos Capítulos 2 e 3. Na primeira etapa, apresentada no Capítulo 2, desenvolveu-se o inventário de emissões atmosféricas por fontes veiculares para o estado de Minas Gerais, a fim de se cumprir com os três primeiros objetivos específicos do presente estudo. A segunda etapa, presente no Capítulo 3, foi necessária para a avaliação da emissão de poluentes atmosféricos por fontes fixas em Belo Horizonte, capital de Minas Gerais, contemplando, assim, os quatro últimos objetivos específicos do presente trabalho. Ressalta-se que esses referidos capítulos foram elaborados no formato de artigos, de forma que a leitura de cada um deles possa ser realizada de maneira independente.

CAPÍTULO 2

DIAGNÓSTICO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR FONTES VEICULARES EM MINAS GERAIS

2.1 Introdução

O transporte rodoviário tem sido considerado uma das principais fontes de poluição atmosférica, afetando a qualidade ambiental e podendo trazer problemas para a saúde humana (HO; CLAPPIER, 2011; BERGE *et al.*, 2014; HETEM; ANDRADE, 2016; LAWRENCE *et al.*, 2016). Essas emissões têm ocorrido principalmente em áreas urbanas, onde a densidade populacional é muito maior do que a média regional (LANG *et al.*, 2016). Dentre os poluentes emitidos, a frota veicular é reportada como um dos principais contribuintes para o CO, hidrocarbonetos não metano (NMHC), NO_x, carbono elementar (EC) e carbono orgânico (OC), tanto a nível mundial como regional (FU *et al.*, 2013; LANG *et al.*, 2014). Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, esse problema é reflexo do rápido crescimento econômico, que provocou um aumento na frota de veículos e a poluição do ar em centros urbanos, especialmente nas capitais e suas áreas metropolitanas (MIRANDA *et al.*, 2012; PACHECO *et al.*, 2017). Nessas áreas, os problemas relacionados à poluição do ar por fontes veiculares são, muitas vezes, agravados pelas legislações mais permissivas e pela elevada idade da frota de veículos (ALONSO *et al.*, 2010).

Além dos efeitos do crescimento econômico e da urbanização, no Brasil a poluição do ar por fontes veiculares é também reflexo do transporte de passageiros e de mercadorias, os quais são feitos principalmente por vias rodoviárias, sendo altamente dependente de combustíveis fósseis (SOUZA *et al.*, 2013; POLICARPO *et al.*, 2018). De acordo com Policarpo *et al.* (2018), no ano de 2014, o setor de transportes no Brasil consumiu mais de 60% dos produtos petrolíferos (por exemplo, gasolina e diesel), além do fato de o segmento rodoviário ter representado cerca de 70% do consumo total de energia no país.

Estes cenários, comuns em grandes centros urbanos, têm motivado os estudos com foco na poluição do ar, especialmente no desenvolvimento de inventários de emissões, ferramentas essenciais para a gestão da qualidade do ar (VIVANCO; ANDRADE, 2006; UEDA; TOMAZ, 2011; SOUZA *et al.*, 2013; BERGE *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2015). Por meio dessas ferramentas, é possível identificar as fontes de emissão predominantes e compreender os tipos de poluentes que mais contribuem para a deterioração da qualidade do ar em determinada localidade (RIGHI *et al.*, 2013), além auxiliarem na avaliação de tendências anuais de redução ou aumento de determinados poluentes e no monitoramento do progresso de metas de redução de emissões (UEDA; TOMAZ, 2011; QIU *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014). Os inventários de emissões atmosféricas têm se mostrado ferramentas de baixo custo e

de rápida resposta, sendo extremamente eficazes na assistência ao diagnóstico da qualidade do ar e, muitas vezes, dando subsídios à aplicação de importantes modelos de qualidade do ar (UEDA; TOMAZ, 2011; QIU *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014). De maneira geral, a elaboração dos inventários de emissão no mundo tem sido feita por agências ambientais e outros segmentos da sociedade, como a academia, para avaliar as emissões e propor medidas de controle por meio de políticas públicas (BORGE *et al.*, 2008; KIM *et al.*, 2008; UEDA; TOMAZ, 2011).

No Brasil, inventários de emissões já foram desenvolvidos para algumas regiões, como os estados de São Paulo (CETESB, 2016), Rio de Janeiro (SOUZA *et al.*, 2013), Paraná (GRAUER *et al.*, 2013) e Rio Grande do Sul (FEPAM, 2010), e regiões metropolitanas, como a de Porto Alegre (TEIXEIRA *et al.*, 2008), do Rio de Janeiro (VENTURA; PINTO, 2016), de Vitória (IEMA; ECOSOFT, 2011; ARAÚJO, 2016) e de Fortaleza (POLICARPO *et al.*, 2018). Apesar disso, regiões de igual importância, como o estado de Minas Gerais, e a região metropolitana de sua capital, Belo Horizonte (RMBH), ainda carecem de estudos com este fim. Por exemplo, o único inventário existente neste estado foi publicado no ano de 2003, com referência ao ano base 2002 (FEAM, 2003), contemplando apenas três municípios da RMBH, que conta com 34 municípios. Este cenário torna-se ainda mais crítico quando comparado ao estado em sua totalidade, que possui 853 municípios.

De acordo com dados do IBGE (2017), Minas Gerais é o quarto maior território nacional, com uma área de 586.520,732 km², possuindo a segunda maior população do país, estimada em 21.119.536 habitantes no ano de 2017. Do ponto de vista do desenvolvimento social e econômico, é um dos estados mais importantes do Brasil, já que possui o terceiro maior Produto Interno Bruto (cerca de 386 bilhões de reais, de acordo com o censo 2010), ficando atrás apenas dos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro. Seu Índice de Desenvolvimento Humano é de 0,731, sendo o nono maior do Brasil (IBGE, 2017). Além disso, concentra cerca de 12% da frota nacional de veículos (ANFAVEA, 2016) e um grande número de indústrias. Por essa razão, é de grande interesse o conhecimento das emissões veiculares nessa região do país, considerando também o fato de estar inserida no Sudeste brasileiro, a maior região econômica do Brasil, juntamente com os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo, que já se mostraram grandes emissores de poluentes atmosféricos em função das atividades que desenvolvem.

O desenvolvimento de um inventário de emissões atmosféricas para Minas Gerais é também importante para o acompanhamento da efetivação de importantes políticas implantadas no Brasil visando à prevenção da poluição por meio do controle das emissões veiculares. Dentre essas políticas, destacam-se dois programas, o PROCONVE (Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores), criado pela Resolução CONAMA nº. 018/1986 (BRASIL, 1986), e o PROMOT (Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Conexos), criado segundo a Resolução nº. 297/2002 do CONAMA (BRASIL, 2002). Esses programas destinaram-se a estabelecer limites de emissão atmosférica para veículos a motores do ciclo Diesel, do ciclo Otto e para motocicletas e veículos similares, seguindo um padrão de fases de implementação progressivas, de maneira que a indústria automobilística e os fornecedores de combustíveis pudessem se adaptar gradualmente e as emissões atmosféricas fossem reduzidas ao longo do tempo (CARVALHO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2013).

Além disso, outras importantes políticas públicas no contexto brasileiro estão relacionadas ao grande incentivo do governo para o uso de biocombustíveis (como etanol, gasool e biodiesel) na frota nacional de veículos, sendo essa uma das principais diferenças entre as áreas urbanas brasileiras e outras bem conhecidas em todo o mundo (PACHECO *et al.*, 2017). O Brasil é, por exemplo, o único país no mundo onde o combustível com alto teor de etanol tem sido usado desde 1975, quando o Programa Nacional do Álcool (Proálcool) foi criado, com os objetivos específicos de diminuir a dependência do país sobre as importações de petróleo e de melhorar a qualidade do ar nas áreas urbanas (NOGUEIRA *et al.*, 2014, 2017; ANDRADE *et al.*, 2017). Um efeito prejudicial desse programa foi o aumento da área de cultivo de cana-de-açúcar e a queima de biomassa no processo de colheita. Apesar disso, atualmente, essas queimadas ocorrem em apenas 10% da área plantada, além do desenvolvimento de medidas que visam extingui-las integralmente (ANDRADE *et al.*, 2017).

O etanol, juntamente com suas misturas de gasolina, o chamado gasool (gasolina com 25 ou 27% de etanol no Brasil), recebeu considerável atenção como combustível alternativo, principalmente por ser derivado de fontes renováveis como a cana-de-açúcar e a beterraba (NOGUEIRA *et al.*, 2014). O uso desses biocombustíveis tem sido eficaz na redução das emissões de MP, SO₂ e chumbo, além dos gases de efeito estufa (dióxido de carbono e metano) (NOGUEIRA *et al.*, 2014, 2017; PACHECO *et al.*, 2017). Por outro lado, ao contrário dos benefícios promissores nas emissões de poluentes regulados e do CO₂, o uso do

etanol nos veículos tem sido associado ao aumento das emissões e concentrações ambientais de COV, especialmente os aldeídos (RCHO) e os hidrocarbonetos não metano (ABRANTES *et al.*, 2009; SUAREZ-BERTOIA *et al.*, 2015). Esses fatores também têm contribuído para o interesse no conhecimento das emissões atmosféricas por fontes veiculares em áreas urbanas no Brasil.

Dado esse contexto, e considerando os efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde humana, meio ambiente e clima, torna-se de grande importância o desenvolvimento de um inventário de emissões atmosféricas para Minas Gerais. Sua elaboração poderá contribuir para a gestão da qualidade do ar, auxiliando no diagnóstico das emissões atmosféricas e no acompanhamento da efetivação de importantes políticas públicas implantadas no estado e no Brasil. Assim, o objetivo desse estudo foi identificar e quantificar as emissões atmosféricas por fontes veiculares no estado de Minas Gerais. Objetivou-se também desagregar essas emissões por municípios do estado, identificando aquelas regiões que contribuem para as altas taxas de emissão, além de comparar os resultados obtidos com a realidade de outros estados, regiões metropolitanas e capitais do Brasil e do mundo. O presente estudo é o primeiro inventário de emissões atmosféricas por veículos rodoviários que abrange todo o estado de Minas Gerais. Nele foram consideradas as emissões atmosféricas dos poluentes CO, NO_x, SO₂, COV (NMHC e RCHO) e MP, a partir das principais categorias de veículos e tipos de combustíveis utilizados no Brasil (ou seja, gasolina/gasool, etanol hidratado e diesel), considerando os processos de emissão por escapamento, evaporativos e pelo desgaste de pneus, freios e pistas.

2.2 Metodologia

Para a elaboração do inventário das fontes de emissão veiculares foram utilizadas as metodologias propostas pelo Ministério do Meio Ambiente nos inventários nacionais de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários (MMA, 2011; MMA, 2014) e pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2016b). Metodologias semelhantes a essas também foram adotadas por Baidya e Borcken-Kleefeld (2009), Huo *et al.* (2011) Souza *et al.* (2013), Ventura e Pinto (2016) e Policarpo *et al.* (2018). É importante destacar que essa estimativa considera que as emissões em um veículo automotor podem ocorrer pelo escapamento (emissões diretas a partir dos processos de combustão), por evaporação do combustível (emissões evaporativas), que ocorre durante o uso e repouso do veículo, ou podem ser provenientes do desgaste dos pneus, freios e das vias nas quais os

veículos circulam. As etapas metodológicas para esse processo são apresentadas de maneira detalhada nos subitens a seguir.

2.2.1 Abrangência e poluentes inventariados

Em termos de abrangência, 2015 foi o ano base do estudo, que contemplou as emissões atmosféricas pelos veículos urbanos rodoviários no estado de Minas Gerais. Foram considerados os poluentes atmosféricos regulamentados pela Resolução CONAMA 03/1990 (BRASIL, 1990) e pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) que afetam diretamente a qualidade do ar, com impacto sobre a saúde e o meio ambiente. Esses poluentes foram o MP (total e frações MP₁₀ e MP_{2,5}), SO₂, CO, NO_x e COV (totais; hidrocarbonetos não metano – NMHC; e aldeídos – RCHO) (Tabela 2.1). Não foram, portanto, consideradas as emissões dos gases de efeito estufa, como o CO₂, o CH₄ e o N₂O.

Tabela 2.1 – Categorias de veículos, tipos de combustíveis e poluentes considerados neste estudo.

Poluentes inventariados	Categoria de veículos / combustíveis				
	Automóveis e comerciais leves		Motocicletas		Veículos do ciclo Diesel ¹
	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Diesel
Monóxido de carbono (CO)	x	x	x	x	x
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	x	x	x	x	x
Material particulado (MP)	x	-	x	-	x
Aldeídos (RCHO)	x	x	-	-	-
Hidrocarbonetos não metano (NMHC)	x	x	x	x	x
Dióxido de enxofre (SO ₂)	x	-	x	-	x

¹Comerciais leves a diesel, ônibus e caminhões.

Os veículos urbanos rodoviários adotados neste estudo foram agrupados nas categorias: automóveis, comerciais leves, motocicletas, caminhões e ônibus. Em relação aos combustíveis, foram investigados os veículos movidos à gasolina e etanol (incluindo também os veículos do tipo *flex-fuel*), além daqueles movidos a diesel (Tabela 2.1). Assim como para o estado de São Paulo (CETESB, 2016b), os veículos movidos a gás natural veicular (GNV) não foram incluídos devido à sua baixa representatividade na frota (<0,5%) (DENATRAN, 2016).

2.2.2 Frota circulante

A frota circulante é um dos dados mais importantes para a avaliação das emissões atmosféricas por fontes veiculares. No cenário nacional existem diversas bases de dados que fornecem as características das frotas veiculares dos estados e municípios, a exemplo dos órgãos de trânsito estaduais – DETRAN (Departamento de Trânsito), e o DENATRAN (Departamento Nacional de Trânsito). Esses órgãos, de maneira geral, trazem informações sobre a frota veicular registrada. Apesar disso, para o estudo das emissões atmosféricas por fontes veiculares, é necessário o conhecimento sobre a frota circulante, ou seja, aqueles veículos realmente ativos para um dado ano base. De acordo com Bales e Silva (2014) e CETESB (2016b), normalmente a frota registrada é maior que a frota circulante, já que muitos veículos que foram registrados em algum momento deixam de circular, contudo sem passar pelo cancelamento de seus registros nos órgãos de trânsito.

Assim, a estimativa da frota circulante em Minas Gerais foi feita seguindo-se as diretrizes da metodologia de referência nacional (MMA, 2011; MMA, 2014), também utilizada pela CETESB (2016b) e por Souza *et al.* (2013), de maneira a evitar uma superestimação com base apenas nos dados fornecidos pelos órgãos de trânsito. De acordo com essa metodologia, a frota de veículos em circulação foi estimada a partir da aplicação de taxas de sobrevivência sobre os veículos novos comercializados, de acordo com a Equação 2.1.

$$Fr_{ano-calendário\ i, ano-modelo\ k} = V_{ano-modelo\ k} * S_{ano-calendário\ i, ano-modelo\ k} \quad (2.1)$$

Onde Fr é a frota circulante do ano-modelo k no ano-calendário i ; V é o número de veículos do ano-modelo k que entraram em circulação no ano-calendário i (veículos novos vendidos no ano-calendário i); e S é a taxa de sobrevivência dos veículos do ano-modelo k no ano-calendário i .

Com base na Equação 2.1, os dados de veículos novos licenciados foram obtidos nas bases de dados recomendadas pelo MMA (2011, 2014) e pela CETESB (2016b), que são a Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares (ABRACICLO, 2016), para os dados de motocicletas, e a Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA, 2016), para os dados das demais categorias de veículos consideradas nesse estudo, como já apresentado na Tabela 2.1. Tanto a ABRACICLO como a ANFAVEA fornecem anualmente o número de veículos novos

licenciados, apresentando também uma série histórica da evolução do licenciamento por categoria de veículo e tipo de combustível utilizado. Nesse sentido, os valores informados para o estado de Minas Gerais foram utilizados para o cálculo da frota circulante, assim como feito pela CETESB (2016b) para o estado de São Paulo. Cabe dizer que, para as subcategorias dos caminhões (semileves, leves, médios, semipesados e pesados) e dos ônibus (urbanos, micro-ônibus e rodoviários) foram utilizados fatores de segregação constantes no relatório da CETESB (2016b) (Anexo I), cuja metodologia para sua obtenção foi detalhada no relatório da CETESB (2013).

Os valores das taxas de sobrevivência foram obtidos a partir de curvas de sucateamento dos veículos, publicadas nos inventários nacionais (MMA, 2011; MMA, 2014). Para os veículos do ciclo Otto, as curvas de sucateamento resultantes são uma função *Gompertz*, como pode ser observado na Equação 2.2.

$$S(t) = 1 - e^{-e^{(a+b.t)}} \quad (2.2)$$

Onde $S(t)$ é a taxa de sobrevivência, ou seja, a fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, na idade t ; t é a idade do veículo em anos; a e b são parâmetros variáveis de acordo com cada tipo de veículo.

Para as motocicletas e veículos do ciclo Diesel, uma função logística renormalizada foi aplicada para a obtenção das curvas de sucateamento, como pode ser observado na Equação 2.3.

$$S(t) = \frac{1}{1 + e^{[a(t-t_0)]}} + \frac{1}{1 + e^{[a(t+t_0)]}} \quad (2.3)$$

Onde $S(t)$ é a taxa de sobrevivência dos veículos na idade t ; t é a idade do veículo em anos; a e t_0 são parâmetros variáveis de acordo com cada tipo de veículo.

A Tabela 2.2 apresenta os parâmetros a , b e t_0 para a obtenção das curvas de sucateamento para os diversos veículos considerados nesse estudo em função de suas equações correspondentes. Nas Figuras 2.1 e 2.2 podem ser observados os perfis das curvas de sucateamento para as categorias de veículos consideradas.

Tabela 2.2 – Coeficientes para as equações das curvas de sucateamento.

Veículo	Coeficientes			Equação
	a	b	t ₀	
Automóveis	1,798	-0,137	-	$S(t) = 1 - e^{-e^{(a+b.t)}}$
Comerciais leves - Otto	1,618	-0,141	-	
Motocicletas	0,12	-	5,0	$S(t) = \frac{1}{1+e^{[a(t-t_0)]}} + \frac{1}{1+e^{[a(t+t_0)]}}$
Comerciais leves - Diesel	0,17	-	15,3	
Caminhões	0,10	-	17,0	
Ônibus	0,16	-	19,1	

Figura 2.1 – Curvas de sucateamento para veículos do ciclo Otto. (Fonte: adaptado de MMA, 2014).

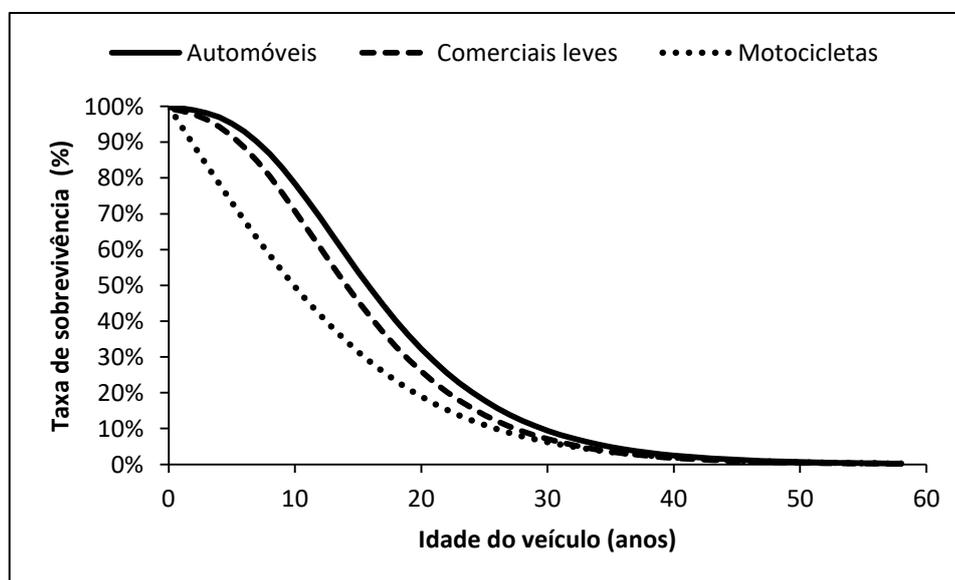
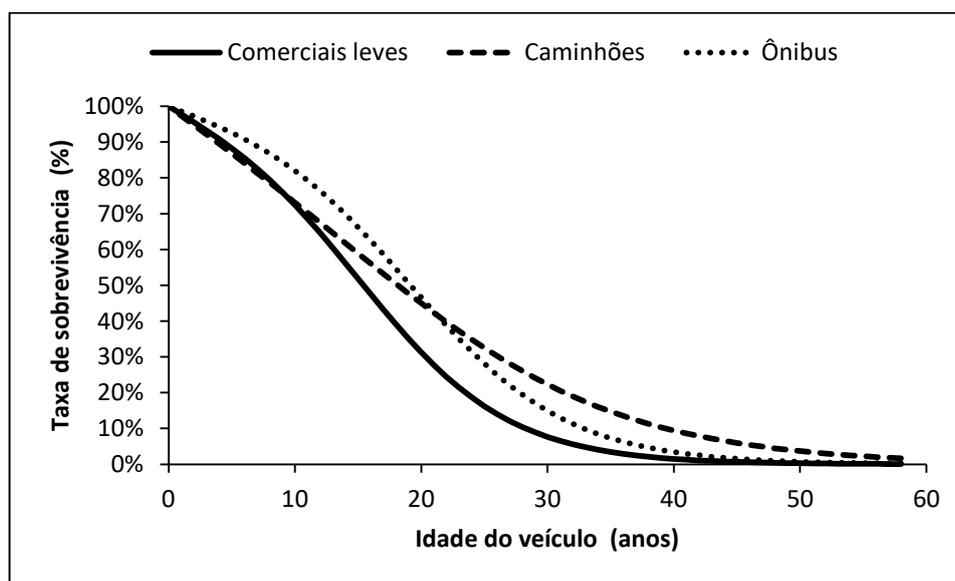


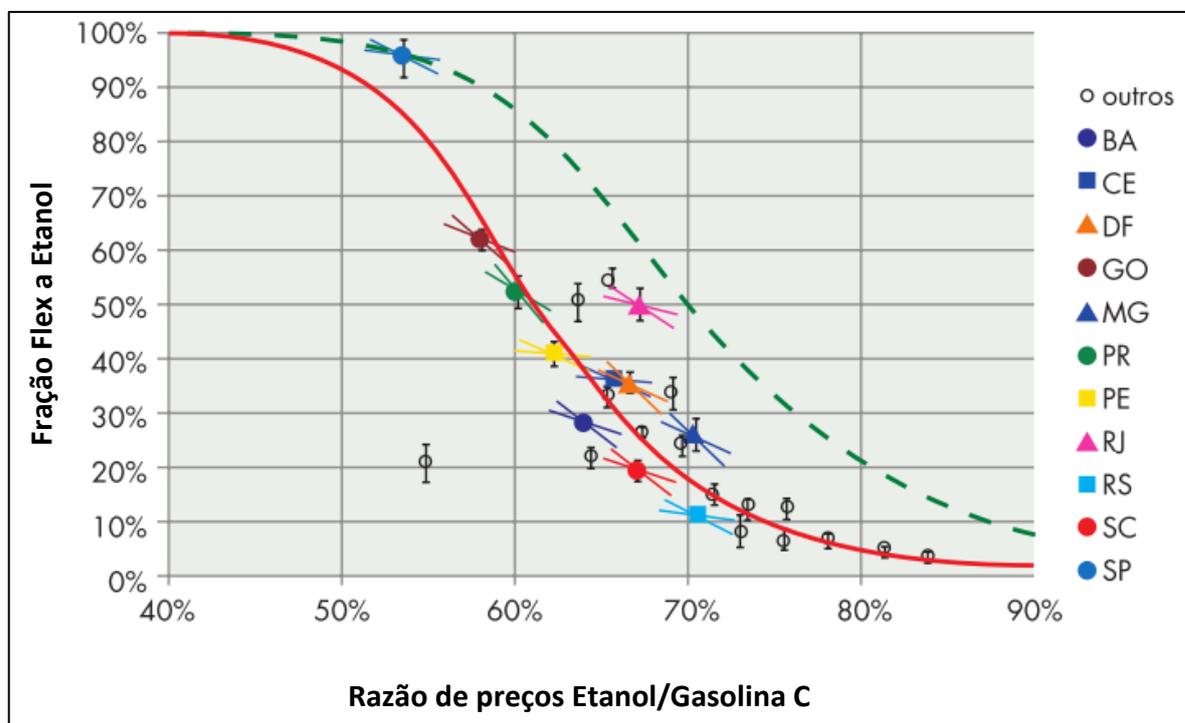
Figura 2.2 – Curvas de sucateamento para veículos do ciclo Diesel. (Fonte: adaptado de MMA, 2014).



Seguindo as diretrizes da CETESB (2016b), a idade máxima dos veículos adotada para se estimar a frota circulante foi de 40 anos, já que estudos prévios apresentados em CETESB (2013) mostraram que, de maneira geral, não existem veículos mais antigos em circulação em número significativo. Além disso, no caso dos ônibus urbanos e micro-ônibus, foi considerada a idade máxima da frota de 25 anos, em concordância com as informações apresentadas na metodologia do MMA (2014).

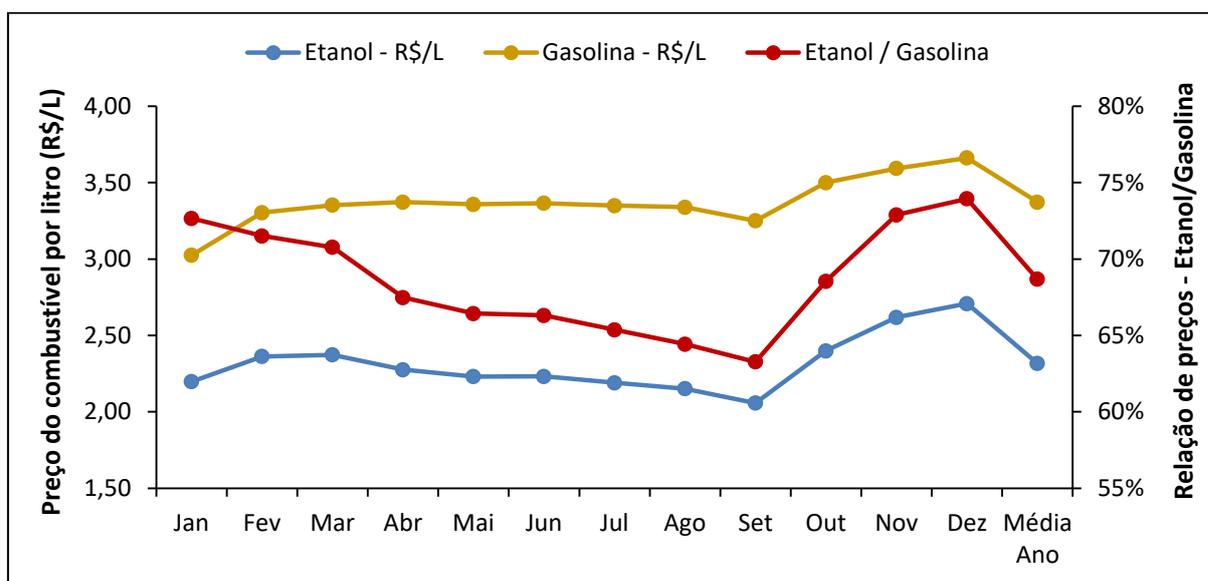
Com relação aos veículos do tipo *flex*, que podem utilizar como combustível a gasolina ou o etanol hidratado, foi necessária sua segregação quanto ao uso de cada um desses combustíveis. Segundo a metodologia do MMA (2011), da CETESB (2016b) e de Ventura e Pinto (2016), esse ajuste pode ser feito de acordo com o resultados obtidos nos estudos desenvolvidos por Goldemberg *et al.* (2008), em que a utilização do etanol hidratado ou da gasolina comum nos veículos *flex* depende principalmente da relação de preços desses combustíveis. A Figura 2.3 apresenta a síntese dos resultados de Goldemberg *et al.* (2008), onde a relação entre os preços do etanol e da gasolina é associada à fração de veículos *flex* que utilizam etanol por meio de uma curva.

Figura 2.3 – Fração da frota de veículos flexíveis operando com etanol hidratado em função da relação de preços entre o etanol hidratado e a gasolina C, nos postos, em cada unidade da Federação (GOLDEMBERG *et al.*, 2008).



Para o estado de Minas Gerais, a variação entre os preços do etanol hidratado e da gasolina e a relação entre esses valores para o ano de 2015 podem ser observadas na Figura 2.4, cujos dados para sua elaboração foram obtidos em ANP (2017a). Com base nesses dados, foi verificada uma relação etanol/gasolina média de 68,7%, que relacionada à curva proposta por Goldemberg *et al.* (2008), representou a segregação dos veículos *flex* para o uso do etanol e da gasolina em 20 e 80%, respectivamente.

Figura 2.4 – Variação entre os preços do etanol hidratado e da gasolina no ano de 2015 em Minas Gerais.



De acordo com a CETESB (2016b), essas estimativas, apesar de incorporarem incertezas decorrentes dos métodos estatísticos, principalmente relacionadas à taxa de sobrevivência e à regionalização, são processos aceitáveis considerando-se o fim a que se destinam, um diagnóstico das emissões atmosféricas por fontes veiculares.

2.2.3 Emissões veiculares por escapamento

As estimativas de emissões veiculares por escapamento da frota circulante no ano de 2015, para os poluentes CO, NO_x, MP, RCHO e NMHC e cada categoria de veículo considerada, foram feitas de acordo com a Equação 2.4 (CETESB, 2016b; HUO *et al.*, 2011; MMA, 2014; SOUZA *et al.*, 2013).

$$E_{P,T,C,A} = (Fr_{T,C,A} * Iu_{T,C,A} * Fe_{P,T,C,A}) / 10^6 \quad (2.4)$$

Onde E é a taxa de emissão (t.ano⁻¹); Fr é a frota circulante (unidades), estimada como descrito no item 2.2.2; Iu é a intensidade de uso, expressa em termos de quilometragem anual percorrida (km.ano⁻¹); e Fe é o fator de emissão, expresso em termos da massa de poluente emitida por km percorrido (g.km⁻¹). P, T e C são, respectivamente, o poluente avaliado, a categoria de veículo e o combustível utilizado, sendo que seus dados foram apresentados na Tabela 2.1. A é o ano-modelo do veículo, que variou de 1976 a 2015 (últimos 40 anos).

2.2.3.1 Intensidade de uso

A intensidade de uso é entendida como a distância média estimada percorrida por cada um dos veículos da frota circulante em uma unidade de tempo (ano). Essa base de dados é apresentada na metodologia proposta pelo MMA (2011; 2014), a qual tem sido utilizada como a de referência para os estudos de emissões atmosféricas por fontes veiculares no Brasil (Anexo II).

Devido às incertezas presentes nos valores da intensidade de uso de referência, foi feita então uma correção com base no consumo de combustível de cada categoria de veículos e seus respectivos ano-modelo, seguindo as recomendações do MMA (2014) e CETESB (2016b). Para isso foram necessários os dados do consumo estimado (Equação 2.5) e real de combustível. O consumo real de combustível para Minas Gerais foi obtido no banco de dados da Agência Nacional do Petróleo (ANP, 2017b).

$$C_{estimado_{C,T,A}} = \sum_{T=1}^t \sum_{A=1}^a ((Fr_{T,A} * Iu_{referência_{T,A}}) / Ql_{T,A}) \quad (2.5)$$

Onde $C_{estimado}$ é o consumo anual total de um tipo de combustível estimado para todas as categorias de veículos e seus respectivos ano-modelo; Fr é a frota em circulação total de cada categoria de veículo e seus respectivos ano-modelo (unidades); $Iu_{referência}$ é a intensidade de uso de referência de cada categoria de veículo e seus respectivos ano-modelo (km.ano^{-1}); Ql é a autonomia, que representa a quilometragem rodada por litro de combustível consumido para cada categoria de veículo e seus respectivos ano-modelo (km.L^{-1}). T e A são, respectivamente, a categoria de veículo e o ano-modelo. Os valores de autonomia utilizados nesse estudo foram os mesmos reportados pela CETESB (2016b) (Anexos III e IV).

De posse dos dados do consumo estimado e real de combustível, foi então calculada a intensidade de uso ajustada ($Iu_{ajustada}$), de acordo com a Equação 2.6, a qual foi utilizada para as estimativas de emissões veiculares por escapamento.

$$Iu_{ajustada_{C,T,A}} = Iu_{referência_{T,A}} * \frac{C_{real}}{C_{estimado_{C,T,A}}} \quad (2.6)$$

Onde $Iu_{ajustada}$ é a intensidade de uso ajustada de cada categoria de veículo e seus respectivos ano-modelo e combustível (km.ano^{-1}); $Iu_{referência}$ é a intensidade de uso de referência de cada

categoria de veículo e seus respectivos ano-modelo (km.ano^{-1}); C_{real} é o consumo real de cada tipo de combustível (L); $C_{estimado}$ é o consumo anual total de um tipo de combustível estimado para todas as categorias de veículos e seus respectivos ano-modelo (L). C, T e A são, respectivamente, o tipo de combustível, a categoria de veículo e o ano-modelo.

2.2.3.2 Fatores de emissão

Segundo a CETESB (2016b) e o MMA (2014), os fatores de emissão são estimados levando em consideração critérios como porte e uso do veículo; tecnologia e equipamentos de controle de emissão empregados; tipo e características do combustível utilizado; condições de operação e condução ou mesmo condições de manutenção, etc.

De acordo com a CETESB (2016b), a elaboração desses fatores de emissão é feita a partir de informações recebidas dos fabricantes ou importadores de veículos ou motores, que realizam ensaios de emissão em amostras de seus produtos destinados ao mercado brasileiro. Os dados de emissão de cada veículo ensaiado são tratados estatisticamente e são calculados os valores médios de emissão em função da participação de cada modelo no mercado. Na ausência desses dados, são utilizados fatores de emissão da homologação ou descritos na literatura.

Nesses fatores de emissão são incorporadas as alterações (deterioração) que podem ocorrer em função da idade do veículo e da quilometragem anual percorrida. Para as categorias de veículos automóveis e comerciais leves do ciclo Otto, esses incrementos por acúmulo de rodagem (a cada 80.00 km) são baseados em dados do PROCONVE. Para os veículos do ciclo Diesel e para as motocicletas, em função da falta de dados ou estudos validados, não são empregados os fatores de deterioração (CETESB, 2016b; MMA, 2014).

Os fatores de emissão utilizados nesse estudo são apresentados nos Anexos V e VI para os automóveis e comerciais leves do ciclo Otto, já considerando os fatores de deterioração. No Anexo VII são indicados os fatores de emissão para as motocicletas. Já nos Anexos VIII a X são indicados os fatores de emissão para os veículos do ciclo Diesel, contudo, com base nos ensaios de homologação para veículos novos. Para todos esses casos, a fonte de dados foi CETESB (2016b).

2.2.3.3 Emissões de SO₂

Diferentemente do que foi feito para os demais poluentes, o cálculo das emissões de SO₂ por escapamento veicular não foi feito utilizando-se fatores de emissão, devido à falta desse tipo

de dado para esse poluente. Nesse sentido, seguindo as diretrizes das metodologias do MMA (2014) e da CETESB (2016b), a emissão de SO₂ proveniente da queima da gasolina e do diesel nos motores dos veículos foi feita de acordo com o que é estabelecido no capítulo “*EEA Guidebook for Emissions from Road Transport*” (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2016) presente no inventário de emissões atmosféricas da União Europeia (EEA, 2016).

Essa metodologia considera que todo o teor de enxofre presente no combustível é completamente convertido a SO₂ durante o processo de queima. Assim, as emissões de SO₂ por escapamento por tipo de combustível foram estimadas de acordo com a Equação 2.7.

$$E_{SO_2,C,T} = (2 * k_c * C_{real,C,T})/10^6 \quad (2.7)$$

Onde $E_{SO_2,C,T}$ é a taxa de emissão de SO₂ por tipo de combustível e categoria de veículo (t.ano⁻¹); 2 é um fator de ajuste em função da relação entre as massas molares do SO₂ ($MM = 64,0 \text{ g.mol}^{-1}$) e do enxofre elementar (S, $MM = 32,0 \text{ g.mol}^{-1}$); k_c é o teor de enxofre no combustível (g.g^{-1}), $C_{real,C,T}$ é o consumo real de combustível (gasolina ou diesel) por categoria de veículo (g). C e T são, respectivamente, o combustível utilizado e a categoria de veículo.

Com relação aos parâmetros de entrada para o cálculo das emissões de SO₂, é importante destacar que para a gasolina de uso automotivo, o teor de enxofre considerado foi o de 50 mg.kg^{-1} , que é o valor máximo permitido regulamentado pelas resoluções nº. 40/2013 e nº. 30/2015 da ANP (ANP, 2013a; 2015). No caso do diesel, foi considerado neste inventário aquele destinado ao uso rodoviário (ANP, 2017c), assim como feito para o estado de São Paulo (CETESB, 2016b). De acordo com o estabelecido na resolução nº. 50/2013 da ANP (ANP, 2013b), desde o ano de 2014, no Brasil, para aplicações rodoviárias são comercializados dois tipos de diesel, conforme o teor de enxofre máximo admitido: o diesel B S-500, com até 500 mg.kg^{-1} e o diesel B S-10, com até 10 mg.kg^{-1} . Segundo informações da CETESB (2016b), esse último foi introduzido em 2013, substituindo o chamado diesel B S-50, que possuía até 50 mg.kg^{-1} de enxofre. Os dados de consumo real de gasolina e do diesel B S-10 e S-500 foram obtidos no banco de dados da Agência Nacional do Petróleo (ANP, 2017b).

2.2.4 Emissões evaporativas

O cálculo das emissões evaporativas dos COV (NMHC) foi feito de acordo com o que é proposto nas metodologias do MMA (2014) e da CETESB (2016b), que se basearam em Vicentini (2010), uma adaptação da metodologia do *Tier 2* do inventário de emissões atmosféricas da União Europeia (EEA, 2016; MELLIOS; NTZIACHRISTOS, 2016) para as condições brasileiras. Neste caso, somente foram considerados os automóveis e veículos comerciais leves abastecidos a etanol ou a gasolina. As motocicletas não foram consideradas devido à falta de fatores de emissão específicos. De acordo com a CETESB (2016b), o diesel não é considerado em função de sua baixa volatilidade.

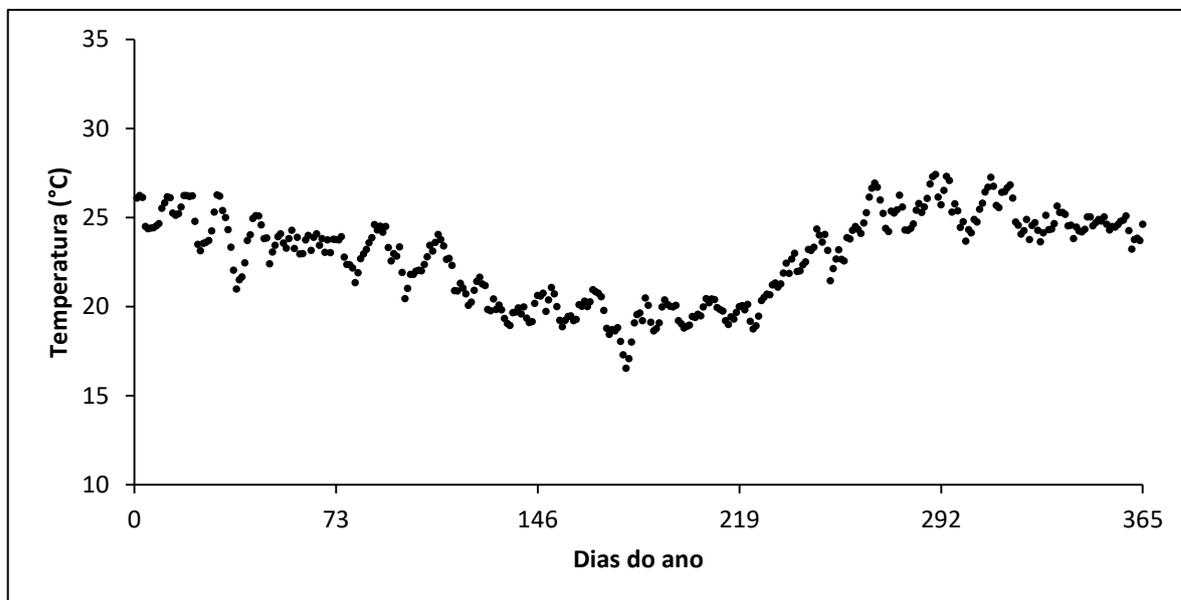
Essas metodologias consideram que as emissões evaporativas nos veículos podem acontecer por três processos. No primeiro deles ocorrem as emissões diurnas (e_d), relacionadas à evaporação de combustível devido à exposição ao sol do veículo frio (fase *diurnal*). O segundo processo considera as emissões evaporativas devido ao aquecimento do motor após o uso (e_s) (fase *hot soak*). No último caso, são consideradas as perdas de combustível nos veículos em movimento (e_r) (*running losses*). Os valores desses fatores de emissão e_d , e_s e e_r para as categorias de veículos e combustíveis considerados são apresentados nos Anexos XI a XVIII. A obtenção dos mesmos ocorreu com base em ensaios de homologação nacionais, em que os testes evaporativos são realizados em câmara selada, onde o veículo é inserido e sua emissão de vapor de combustível mensurada pela concentração de hidrocarbonetos ao final do ensaio (CETESB, 2016b).

Uma vez que as variações de temperaturas estão diretamente relacionadas às emissões evaporativas, os fatores de emissão, nestes casos, são dados para faixas de temperaturas específicas (0-15, 10-25 e 20-35°C), de maneira a contemplar os efeitos desse elemento físico na emissão dos poluentes. Assim, para definir o número ou percentual de dias do ano base do inventário que cada uma dessas faixas deveria ser considerada, foi feita uma análise das temperaturas médias diárias ocorrentes em toda a área de estudo.

Para isso, as temperaturas médias diárias registradas no ano de 2015 em todas as estações meteorológicas convencionais, distribuídas por todo o estado de Minas Gérias, foram obtidas no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016). A partir disso, foi então calculada uma média diária entre os dados de cada uma das estações disponíveis nesse banco de dados, considerada assim como

uma temperatura média global diária na área de estudo, cujos resultados são apresentados na Figura 2.5.

Figura 2.5 – Temperaturas médias diárias ocorridas no estado de Minas Gerais no ano de 2015.



Como não ocorreram temperaturas médias abaixo de 15°C, foi definido o valor de 20°C como a temperatura de corte (limite inferior da faixa mais alta). Assim, para dias cujas temperaturas médias foram iguais ou superiores a 20°C (298 dias; 81,6% do tempo), foram utilizados os fatores de emissão da faixa 20-35°C. Já para os casos em que as temperaturas médias foram inferiores a 20°C (67 dias; 18,4% do tempo), foi feito o uso dos fatores de emissão da faixa 10-25°C. É entendido que ocorre uma sobreposição entre as faixas de temperatura 10-25 e 20-35°C. Contudo, a adoção do corte em 20°C foi feita de maneira conservadora, já que os fatores de emissão para a faixa de temperatura mais alta são maiores.

A partir dessas considerações, as emissões atmosféricas de NMHC evaporativo na fase diurna foram estimadas de acordo com a Equação 2.8.

$$E_{NMHC,d,T,C,A} = (Fr_{T,C,A} * e_{d,T,C,A,F} * D_F) / 10^6 \quad (2.8)$$

Onde E é a taxa de emissão de NMHC por evaporação na fase diurna ($t.\text{ano}^{-1}$); Fr é a frota em circulação total de cada categoria de veículo (unidades); e_d é o fator de emissão para a evaporação de NMHC na fase diurna (g.dia^{-1}), dado em termos da categoria de veículo, tipo

de combustível, ano de fabricação e faixa de temperatura; D_F é o número de dias a ser considerado para a escolha do fator de emissão em cada uma das faixas de temperatura. d representa as emissões evaporativas na fase diurna. T e C são, respectivamente, a categoria de veículo e o combustível utilizado. A é o ano-modelo do veículo, que variou de 1976 a 2015 (últimos 40 anos). F está relacionado às faixas de temperatura para a escolha do fator de emissão.

Em relação às emissões evaporativas da fase *hot soak* e dos processos de *running losses*, considerando que os fatores de emissão e_s e e_r são dados em g.viagem^{-1} , foi feita sua conversão para g.km^{-1} fazendo-se uso da distância média percorrida por viagem no transporte individual no estado de Minas Gerais (km.viagem^{-1}), segundo as diretrizes do MMA (2014). Para isso, dados do índice de mobilidade ($\text{viagem.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e da distância média percorrida ($\text{km.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) por faixa de população no transporte individual foram obtidos no Sistema de Informações da Mobilidade Urbana da Associação Nacional de Transportes Públicos (ANTP, 2016) (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Índice de mobilidade ($\text{viagem.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e da distância média percorrida ($\text{km.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) por faixa de população no transporte individual. (Adaptado de ANTP, 2016).

Faixa da população ¹	Índice de mobilidade [$\text{viagem.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$]	Distância média percorrida [$\text{km.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$]
60 – 100 mil	0,26	1,1
100 – 250 mil	0,32	1,4
250 – 500 mil	0,40	2,3
500 mil – 1 milhão	0,62	5,1
>1 milhão	0,78	7,4

¹Para cidades com população inferior a 60 mil habitantes, adotaram-se os indicadores da menor faixa de população (60 – 100 mil habitantes).

Os dados do índice de mobilidade e da distância média percorrida foram então associados e multiplicados pela população (IBGE, 2016) de cada um dos 853 municípios de Minas Gerais. Os valores obtidos foram somados, resultando em um total de viagens por dia (viagem.dia^{-1}) e um total de quilômetros percorridos por dia (km.dia^{-1}) no transporte individual em Minas Gerais. Por fim, fazendo-se a relação entre km.dia^{-1} e viagem.dia^{-1} , foi encontrado um valor médio da distância média percorrida por viagem de 6,29 (km.viagem^{-1}), utilizado então para a conversão de e_s e e_r de g.viagem^{-1} para g.km^{-1} .

De posse desses dados, as emissões evaporativas nas fases *hot soak* e *running losses* foram estimadas de acordo com as Equações 2.9 e 2.10, respectivamente.

$$E_{NMHC,s,T,C,A} = \left(Fr_{T,C,A} * Iu_{T,C,A} * \frac{e_{sT,C,A,F}}{6,29} * D_{F(\%)} \right) / 10^6 \quad (2.9)$$

$$E_{NMHC,r,T,C,A} = \left(Fr_{T,C,A} * Iu_{T,C,A} * \frac{e_{rT,C,A,F}}{6,29} * D_{F(\%)} \right) / 10^6 \quad (2.10)$$

Onde E é a taxa de emissão de NMHC por evaporação na fase *hoat soak* ou *running losses* (t.ano⁻¹); Fr é a frota em circulação total de cada categoria de veículo (unidades); e_s e e_r são os fatores de emissão para a evaporação de NMHC nas fases *hoat soak* e *running losses*, respectivamente (g.viagem⁻¹), dado em termos da categoria de veículo, tipo de combustível, ano de fabricação e faixa de temperatura; 6,29 é a distância média percorrida por viagem em Minas Gerais (km.viagem⁻¹); $D_{F(\%)}$ é o percentual de dias a ser considerado para a escolha do fator de emissão em cada uma das faixas de temperatura. s e r representam as emissões evaporativas nas fases *hoat soak* e *running losses*, respectivamente. T e C são, respectivamente, a categoria de veículo e o combustível utilizado. A é o ano-modelo do veículo, que variou de 1976 a 2015 (últimos 40 anos). F está relacionado às faixas de temperatura para a escolha do fator de emissão.

2.2.5 Emissões por abastecimento

A estimativa das emissões de NMHC nos processos de abastecimento foi feita de acordo com o que é proposto em CETESB (2016b) e Bales e colaboradores (2015). Para isso foi feito o uso da Equação (2.11).

$$E_{NMHC,abast,C} = (Te_C * C_{real,C}) / 10^6 \quad (2.11)$$

Onde E é a taxa de emissão de NMHC por tipo de combustível (t.ano⁻¹); Te é a taxa de evaporação de combustíveis (g.L⁻¹), $C_{real,C}$ é o consumo real de combustível (gasolina ou etanol). C refere-se ao combustível utilizado.

Os valores das taxas de evaporação de combustíveis utilizados são aqueles constantes em CETESB (2016) e apresentados na Tabela 2.4. Os dados de consumo real de gasolina e do etanol foram obtidos no banco de dados da Agência Nacional do Petróleo (ANP, 2017b).

Tabela 2.4 – Taxa de evaporação de combustíveis (CETESB, 2016b).

Combustível	Taxa de evaporação (g.L ⁻¹)
Gasolina	1,14
Etanol	0,37

2.2.6 Emissões por desgaste de pneus, freios e pista

Seguindo as diretrizes da metodologia proposta pelo MMA (2014), as emissões de material particulado devido ao desgaste de pneus e freios combinados, e do desgaste de pista foram estimadas de acordo a Equação 2.12.

$$E_{P,T} = \frac{\sum_{C=1}^c \sum_{A=1}^a (Fr_{T,C,A} * Iu_{T,C,A}) * Fe_{P,T}}{10^6} \quad (2.12)$$

Onde E é a taxa de emissão de um determinado poluente por categoria de veículo (t.ano⁻¹); Fr é a frota em circulação total de cada categoria de veículo (unidades); Iu é a intensidade de uso de cada categoria de veículo (km.ano⁻¹); e Fe é o fator de emissão, dado em termos do tipo de poluente e da categoria de veículo. P é o poluente avaliado (PTS, PM₁₀ ou PM_{2.5}). T e C são, respectivamente, a categoria de veículo e o combustível utilizado, sendo que seus dados foram apresentados na Tabela 2.1. A é o ano-modelo do veículo, que variou de 1976 a 2015 (últimos 40 anos).

Os fatores de emissão utilizados neste caso não são de uma base nacional, mas sim provenientes do que é proposto no capítulo “*Road transport: automobile tyre and brake wear and road abrasion*” (NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2016) presente no inventário de emissões atmosféricas da União Europeia (EEA, 2016). Neste caso, os fatores de emissão são dados apenas em função da fração do material particulado e da categoria de veículo, baseados na metodologia do *Tier 1* da EEA (2016), como pode ser observado na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 – Fatores de emissão de MP por desgaste de pneus e freios e pista por categoria de veículos. (Adaptado de MMA, 2014 e NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2016).

Categoria	Desgaste de pneus e freios (g.km ⁻¹)			Desgaste de pista (g.km ⁻¹)		
	PTS	MP ₁₀	MP _{2,5}	PTS	MP ₁₀	MP _{2,5}
Motocicletas	0,0083	0,0064	0,0034	0,006	0,003	0,0016
Automóveis	0,0182	0,0138	0,0074	0,015	0,0075	0,0041
Comerciais leves	0,0182	0,0138	0,0074	0,015	0,0075	0,0041
Caminhões semileves	0,0286	0,0216	0,0117	0,015	0,0075	0,0041
Caminhões leves	0,0286	0,0216	0,0117	0,015	0,0075	0,0041
Caminhões médios	0,0777	0,059	0,0316	0,076	0,038	0,0205
Caminhões semipesados	0,0777	0,059	0,0316	0,076	0,038	0,0205
Caminhões pesados	0,0777	0,059	0,0316	0,076	0,038	0,0205
Ônibus	0,0777	0,059	0,0316	0,076	0,038	0,0205

De acordo com o MMA (2014), uma vez que esses fatores de emissão são de uma base da União Europeia, é possível que não retratem a realidade brasileira, tanto no que diz respeito à qualidade da pavimentação, quanto ao material dos pneus e freios. Apesar disso, consideram a importância de realizar essas estimativas, mesmo com imprecisões, já que é considerável a intensificação dessas emissões, causada pelo aumento da quilometragem percorrida pelos veículos ao longo do tempo.

2.2.7 Segregação das emissões atmosféricas para a Região Metropolitana de Belo Horizonte e municípios de Minas Gerais

Para um entendimento da distribuição das emissões atmosféricas na RMBH e nos diferentes municípios do estado de Minas Gerais, três métodos de segregação para as emissões totais foram aplicados: o primeiro deles, baseado na frota dos diferentes tipos de veículos, o segundo, baseado na população, e o terceiro, com base no consumo de combustíveis. Apesar disso, esses três métodos foram somente aplicados aos 34 municípios da RMBH, já que nem todos os dados necessários às estimativas estavam disponíveis para os 853 municípios de Minas Gerais. Diante disso, para uma compreensão da distribuição das emissões nos demais municípios de Minas Gerais, foi utilizada a ponderação com base apenas na população.

De maneira a identificar a influência dos diferentes métodos de segregação empregados para o entendimento das emissões nos municípios da RMBH, posteriormente, foi avaliada a existência de diferenças significativas entre os resultados obtidos por meio de teste de hipóteses para múltiplas amostras independentes de *Kruskal Wallis* ($\alpha = 0,05$), um teste não

paramétrico, com o auxílio do *software STATISTICA 10.0*. Essa avaliação também foi feita de maneira a avaliar os possíveis impactos que poderiam existir em função do uso apenas da população para a segregação das emissões nos demais municípios de Minas Gerais.

2.2.8 Comparação das emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais com outras realidades no Brasil e no mundo

Para uma avaliação das emissões atmosféricas por fontes veiculares ocorridas em Minas Gerais, comparativamente às realidades de outras regiões do país e do mundo, foram calculadas as taxas de emissão *per capita*. Para isso, as emissões totais por tipo de poluente observadas no presente estudo e em inventários publicados para diversas partes do mundo foram relacionadas às populações de cada área de estudo no dado ano base do inventário. Posteriormente, os resultados obtidos e as diferenças observadas foram discutidos em termos da composição das frotas, consumo e características dos combustíveis e políticas governamentais para prevenção da poluição do ar.

2.3 Resultados e discussões

2.3.1 Caracterização da frota circulante

A partir dos dados de veículos novos licenciados nos últimos 40 anos, com referência ao ano de 2015, e da aplicação das curvas de sucateamento, foi estimada para Minas Gerais uma frota total de 6.045.207 veículos, sendo que destes, 60,75% correspondem aos automóveis, 9,04% aos comerciais leves, 3,41% aos caminhões, 0,78% aos ônibus e 26,02% às motocicletas. Os resultados detalhados para esta estimativa podem ser observados na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Estimativa da frota circulante e dados da frota licenciada no estado de Minas Gerais no ano de 2015.

Frota	Ano base	Quantitativo (unidades)				
		Automóveis	Comerciais Leves	Caminhões	Ônibus	Motocicletas
Estimada (presente estudo)	2015	3.672.289	546.570	205.977	47.172	1.573.198
Estimada (SINDIPEÇAS, 2016)	2015	3.667.159	525.725	195.721	40.469	1.418.419
Estimada (ANFAVEA, 2016)	2014	3.745.033	526.925	220.602	41.601	-
Licenciada (DENATRAN, 2016)	2015	5.441.609	1.108.470	381.503	115.296	2.566.146

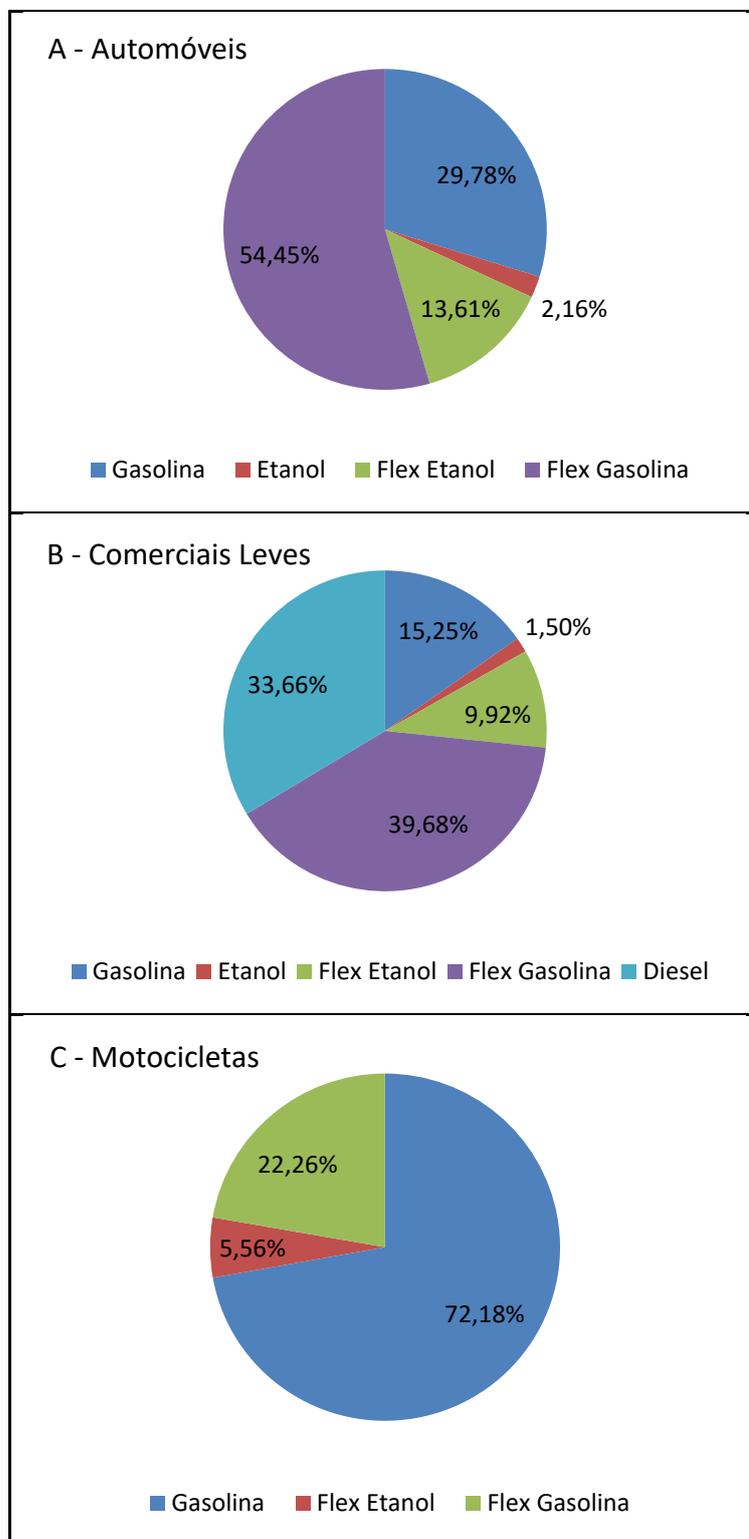
Na Tabela 2.6 também podem ser observadas as estimativas para a frota de Minas Gerais realizadas pelos órgãos destacados como referência pelo MMA (2014), que são o SINDIPEÇAS e a ANFAVEA. A partir disso, observa-se que a frota circulante estimada no presente estudo, se aproximou muito daquela estimada pelo SINDIPEÇAS para o mesmo ano de referência, e pela ANFAVEA para o ano de 2014, para todas as classes de veículos consideradas. Apesar de os dados publicados pela ANFAVEA serem com referência ao ano de 2014 (os dados para o ano de 2015 não estavam disponíveis), compreende-se que pequenas mudanças ocorrem em termos de crescimento da frota veicular de um ano para o outro, sendo os valores apresentados suficientes para se comparar e verificar a qualidade das estimativas realizadas no presente estudo.

Outro aspecto importante observado na Tabela 2.6 são os dados da frota licenciada em Minas Gerais provenientes do DENATRAN (2016). Como é verificado, esses dados são muito superiores às três estimativas apresentadas na mesma tabela. Frente a essa questão, destaca-se a importância de serem aplicadas as curvas de sucateamento sobre os dados de licenciamento, para se obter uma estimativa mais próxima do real em relação aos veículos que de fato estão em circulação em uma determinada área de estudo. Indiretamente, esses dados também apontam para os possíveis impactos de se aplicar, sem um tratamento prévio, os dados obtidos nos órgãos de trânsito nacionais para as estimativas de emissão de poluentes atmosféricos, os quais podem ser superestimados, em função da frota considerada ser muito maior que a em circulação.

A segregação da frota dos automóveis, comerciais leves e motocicletas em relação aos combustíveis utilizados pode ser observada na Figura 2.6. Para o caso dos automóveis e dos comerciais leves (Figura 2.6 A e B), as parcelas dos veículos *flex* foram as mais representativas, apresentando valores de 68,06 e 49,60%, respectivamente, considerando a soma dos *flex* a etanol com os *flex* a gasolina. Destes, foi identificada uma maior contribuição dos *flex* a gasolina, muito em função da variação dos preços desses combustíveis no ano de 2015 em Minas Gerias, o que levou a adoção da gasolina em 80% da frota *flex*, como detalhado na metodologia (item 2.2.2 e nas Figuras 2.3 e 2.4). Para os comerciais leves, cabe destacar ainda a grande contribuição dos veículos movidos a diesel, com uma representatividade de 33,66%. No caso das motocicletas, a proporção dos veículos que utilizam apenas a gasolina foi muito maior que a daquelas do tipo bicombustível (Figura 2.6

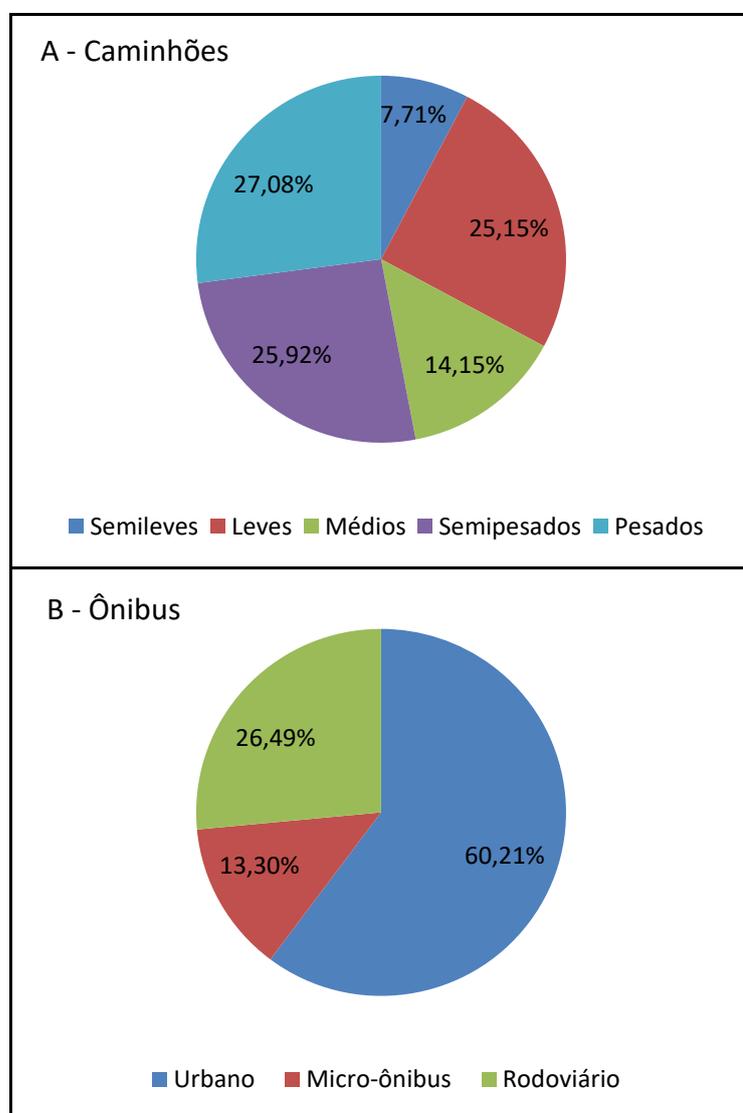
C), uma vez que a inserção das motocicletas *flex* no mercado nacional só ocorreu a partir do ano de 2009.

Figura 2.6 – Caracterização da frota dos automóveis (A), comerciais leves (B) e motocicletas (C) de Minas Gerais em 2015.



Para os veículos pesados (caminhões e ônibus), não existe complexidade em relação ao uso dos combustíveis, já que toda a frota faz uso unicamente do diesel. Apesar disso, no caso desses veículos, um fator importante a ser considerado é a segregação em função do peso bruto (no caso dos caminhões) e do tipo de uso (no caso dos ônibus), como apresentado na Figura 2.7. No caso dos caminhões, a fração mais representativa foi a dos caminhões pesados (27,08%), seguida dos semipesados e leves, que apresentaram valores muito próximos (cerca de 25%) (Figura 2.7 A). Para os ônibus, aqueles de uso urbano foram os predominantes, correspondendo a 60,21% da frota (Figura 2.7 B).

Figura 2.7 – Caracterização da frota dos caminhões (A) e ônibus (B) de Minas Gerais em 2015.



2.3.2 Emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais

Na Tabela 2.7 são apresentados os resultados das emissões veiculares dos gases óxidos, que são emitidos por escapamento, para a frota veicular de Minas Gerais. Como pode ser verificado, dentre estes, o poluente mais emitido no ano de 2015 foi o NO_x, seguido do CO e do SO₂, cujas taxas de emissão totais foram de 117.708, 103.295 e 4.760 t.ano⁻¹, respectivamente.

Tabela 2.7 – Emissões veiculares de gases óxidos por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.

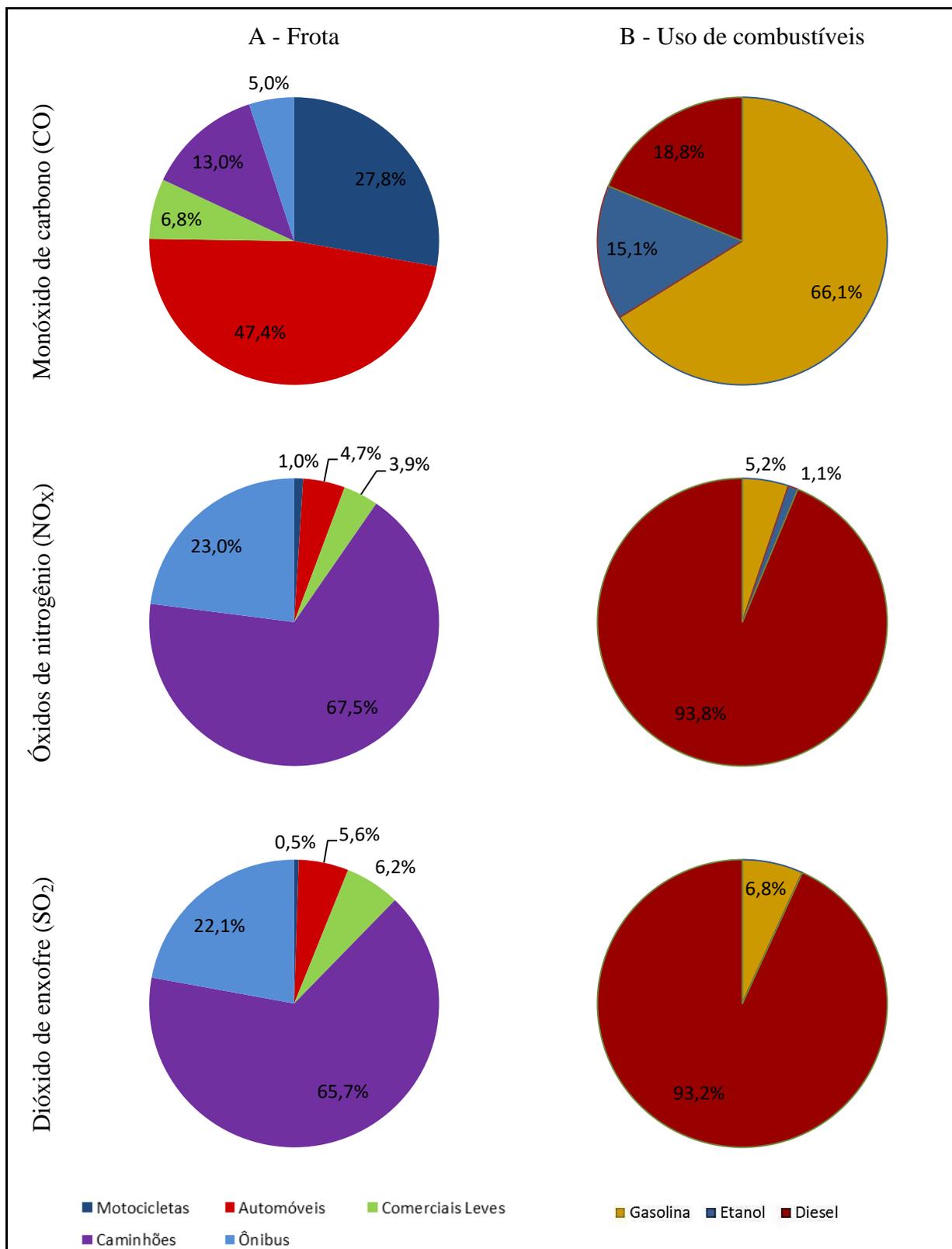
Categorias de veículos		Emissões veiculares (t.ano ⁻¹)		
		CO	NO _x	SO ₂
Motocicletas	Gasolina	25.542	962	18
	Flex-Gasolina	2.227	153	6
	Flex-Etanol	990	57	0
Automóveis	Gasolina	19.487	2.751	79
	Etanol	4.906	431	0
	Flex-Gasolina	16.408	1.685	186
	Flex-Etanol	8.160	637	0
Comerciais Leves	Gasolina	2.944	312	8
	Etanol	537	72	0
	Flex-Gasolina	1.659	210	27
	Flex-Etanol	1.052	86	0
	Diesel	801	3.932	259
Caminhões	Semileves Diesel	129	669	18
	Leves Diesel	562	3.155	100
	Médios Diesel	1.339	7.716	274
	Semipesados Diesel	5.773	33.493	1.334
	Pesados Diesel	5.581	34.367	1.398
Ônibus	Urbano Diesel	3.135	15.443	647
	Micro-ônibus Diesel	459	1.813	96
	Rodoviário Diesel	1.605	9.764	309
Total		103.295	117.708	4.760

Para as emissões de NO_x, verifica-se que os veículos do ciclo Diesel foram os maiores emissores, sendo os caminhões e os ônibus responsáveis por 67,5% e 23,0% das emissões, respectivamente (Figura 2.8 A). Destes dois tipos de veículos, os caminhões semipesados e pesados e os ônibus urbanos foram os que contribuíram com as maiores taxas de emissão (Tabela 2.7), as quais foram de 33.494, 34.367 e 15.443 t.ano⁻¹, respectivamente. Além disso,

quanto aos tipos de combustíveis, 93,8% do que foi emitido de NO_x no escapamento provém de veículos a diesel (Figura 2.8 B). A formação do NO_x veicular ocorre principalmente através da combinação térmica em altas temperaturas do N_2 e O_2 presentes no ar atmosférico, necessário para a queima dos combustíveis nos motores (WILD *et al.*, 2017). Em função de seus processos construtivos e de operação, os motores do ciclo Diesel apresentam condições mais favoráveis à formação do NO_x , especialmente pelo fato de que nas câmaras de combustão acontecem maiores taxas de compressão, levando, conseqüentemente, a um maior aumento de temperatura, comparativamente a motores do ciclo Otto.

O CO, que é resultante da combustão incompleta dos diversos combustíveis, teve como principais contribuintes para suas emissões os automóveis e as motocicletas (Tabela 2.7), com percentuais de participação de 47,4% e 27,8%, respectivamente (Figura 2.8 A). A emissão mais representativa para essas categorias de veículos ocorreu principalmente devido às suas maiores frotas, que juntas somaram 86,77% do total de veículos, como melhor descrito no item 2.3.1, associadas aos maiores fatores de emissão para o CO aplicado às suas categorias, especialmente para aqueles veículos de idade mais avançada. No que se refere à contribuição dos diversos tipos de combustíveis (Figura 2.8 B), nota-se que o maior percentual de emissão do CO, 66,1%, foi proveniente da gasolina. Essa situação também vai ao encontro das características da frota veicular, já que a maior parte dos automóveis (84,23%) e motocicletas (94,44%) foram abastecidos por gasolina (considerando aqueles que utilizam apenas a gasolina e o percentual dos *flex* abastecidos a gasolina no ano de 2015, Figura 2.6).

Figura 2.8 – Percentuais de emissões dos gases óxidos relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.



Em relação às emissões de SO₂, os métodos utilizados para a sua estimativa consideraram apenas o consumo e o teor de enxofre presente nos combustíveis. Nesse sentido, não foram observadas emissões desse poluente para os veículos abastecidos a etanol, já que este é considerado um combustível isento de enxofre (ANP, 2015b). Além disso, avaliando-se os teores máximos de enxofre permitidos na gasolina (50 mg.kg⁻¹) e no diesel (10 mg.kg⁻¹ no diesel B S-10 e 500 mg.kg⁻¹ no diesel B S-500) e o consumo desses combustíveis no ano de 2015 em Minas Gerais (Tabela 2.8), era de se esperar que o diesel fosse o combustível que mais contribuísse para as emissões de SO₂, o que se confirma na Figura 2.8 B. Quanto à contribuição da frota, por serem abastecidos apenas pelo diesel, os caminhões e ônibus, juntos, representaram 87,8% das emissões desse poluente em Minas Gerais no ano de 2015 (Figura 2.8 A).

Tabela 2.8 – Consumo de combustível em Minas Gerais no ano de 2015.

Meses	Etanol Hidratado (m ³)	Gasolina C (m ³)	Diesel (m ³)		
			S-10	S-500	Total
Janeiro	77.322	433.680	131.650	432.402	564.052
Fevereiro	82.846	348.164	113.046	375.747	488.793
Março	106.232	370.247	134.750	440.833	575.584
Abril	141.119	365.154	134.167	435.981	570.148
Mai	144.302	339.249	136.406	432.199	568.605
Junho	161.694	344.771	142.567	444.774	587.341
Julho	184.977	355.110	152.714	468.514	621.228
Agosto	186.041	322.727	147.039	455.392	602.432
Setembro	197.828	322.028	150.228	455.712	605.940
Outubro	205.864	343.622	156.692	478.153	634.845
Novembro	147.450	331.251	139.433	419.843	559.276
Dezembro	154.262	420.428	142.820	408.006	550.826
Total do Ano	1.789.938	4.296.429	1.681.512	5.247.557	6.929.069

No tocante à emissão dos compostos orgânicos voláteis, no presente inventário, para as fontes veiculares, três processos foram considerados: as emissões por escapamento, evaporativas e por abastecimento. Dentre estes, o escapamento dos veículos foi o que mais contribuiu para as emissões totais, com um valor de 14.267 t.ano⁻¹ para os NMHC, e de 385 t.ano⁻¹ para os RCHO (Tabela 2.9).

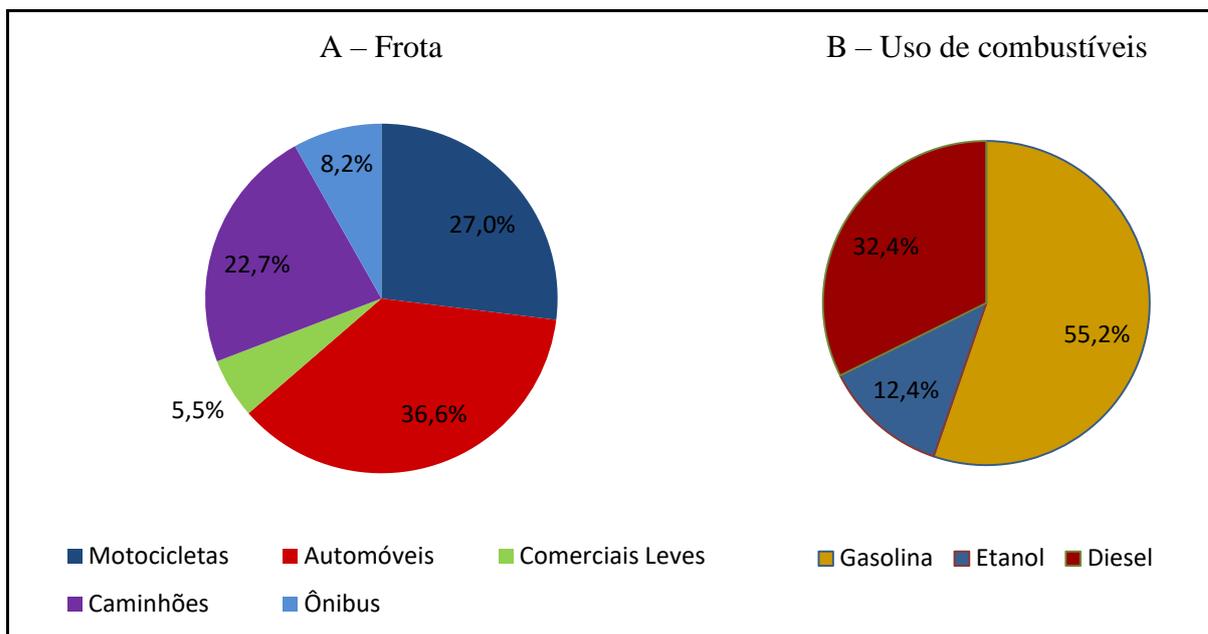
Tabela 2.9 – Emissões veiculares de COV por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.

Categoria de veículos		Emissões de COV (t.ano ⁻¹)			
		Escapamento		Evaporativa	Abastecimento
		NMHC	RCHO	NMHC	NMHC
Motocicletas	Gasolina	3.354	nd ¹	nd	279
	Flex-Gasolina	338	nd	nd	85
	Flex-Etanol	154	nd	nd	16
Automóveis	Gasolina	2.027	90	1.380	1.189
	Etanol	500	43	473	30
	Flex-Gasolina	1.746	69	2.217	2.816
	Flex-Etanol	955	144	941	536
Comerciais Leves	Gasolina	234	7	522	119
	Etanol	57	5	102	4
	Flex-Gasolina	182	9	230	410
	Flex-Etanol	101	19	104	76
	Diesel	218	nd	nd	nd
Semileves	Diesel	39	nd	nd	nd
Caminhões	Leves	Diesel	162	nd	nd
	Médios	Diesel	412	nd	nd
	Semipesados	Diesel	1.232	nd	nd
	Pesados	Diesel	1.393	nd	nd
Ônibus	Urbano	Diesel	609	nd	nd
	Micro-ônibus	Diesel	61	nd	nd
	Rodoviário	Diesel	495	nd	nd
Total		14.267	385	5.969	5.560

¹nd: não disponível.

Com referência às emissões de NMHC por escapamento, observa-se que os automóveis e as motocicletas foram os veículos que mais emitiram em 2015 em Minas Gerais, com taxas totais de, respectivamente, 5.228 e 3.846 t.ano⁻¹, representando 36,6 e 27,0% do total. Dentre os combustíveis, a gasolina foi o que mais contribuiu (55,2%) (Figura 2.9 e Tabela 2.9). Esses resultados foram muito semelhantes aos observados por outros estudos desenvolvidos para diferentes áreas do Brasil, a exemplo de MMA (2014) (Brasil), CETESB (2016b) (São Paulo) e Souza *et al.* (2013) (Rio de Janeiro), que verificaram em seus estudos serem os automóveis os maiores emissores de NMHC por escapamento, além de constatarem que a gasolina foi responsável por cerca de 60% das emissões totais desse poluente nos processos de combustão nos veículos.

Figura 2.9 - Percentuais de emissões de NMHC por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.

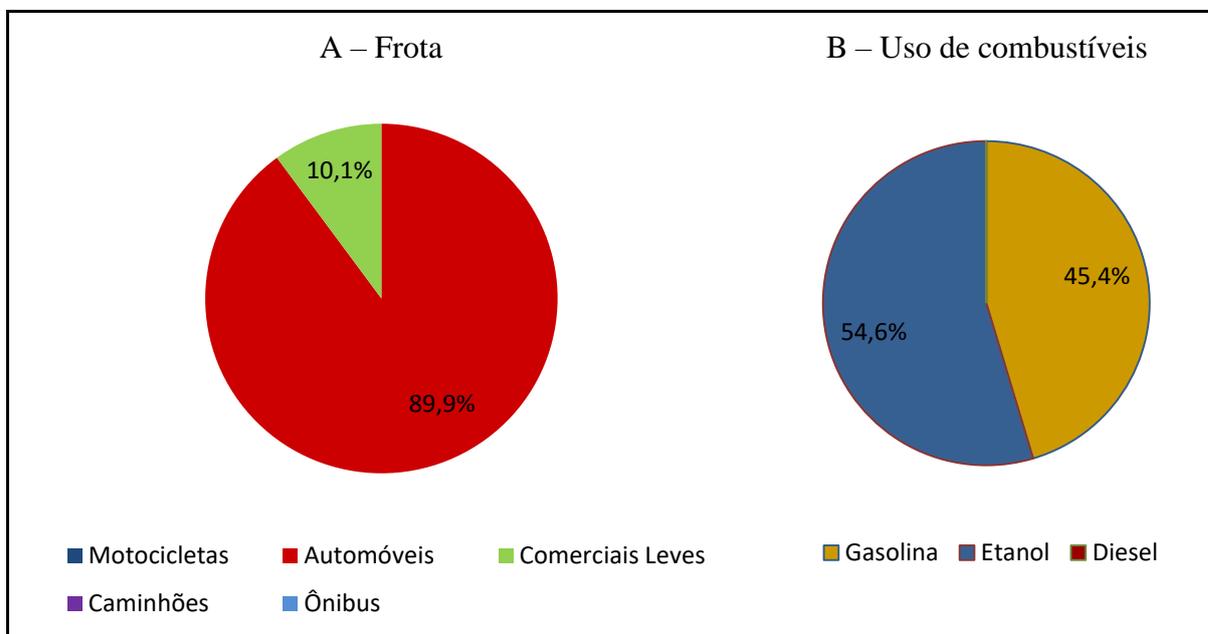


Nos escapamentos veiculares são também emitidos os aldeídos, que durante os processos de combustão, são formados principalmente pela oxidação incompleta de álcoois primários (por exemplo, o etanol) (SARATHY *et al.*, 2014). De acordo com os resultados encontrados para Minas Gerais, nota-se que os automóveis contribuíram com cerca de 90% das emissões de RCHO (Figura 2.10 A). Esses resultados se assemelharam muito ao que foi observado para outras realidades nacionais. Na RMRJ, com referência ao ano de 2013, foi observado que os automóveis foram responsáveis por 90,3% das emissões (VENTURA; PINTO, 2016). Já no inventário nacional, foi identificada uma contribuição dos automóveis de 89% (MMA, 2014). Como reportado por Ventura e Pinto (2016), a legislação ambiental nacional não prevê o controle das emissões de RCHO para os demais tipos de veículos abordados neste estudo (motocicletas, caminhões e ônibus), por isso não se conhecem seus respectivos fatores de emissão, impossibilitando a realização das estimativas.

Com relação aos combustíveis, o etanol foi o mais representativo, com 54,6% das emissões de RCHO. Apesar disso, a gasolina também teve parcela significativa (45,4%) (Figura 2.10 B). Isso se justifica principalmente pelo fato de que na gasolina combustível existem teores de etanol de 25 (gasolina comum) ou 27% (gasolina *premium*), segundo o que é disposto na

Resolução nº. 01/2015 do Conselho Interministerial do Açúcar e do Álcool (BRASIL, 2015), além de ser ela o combustível mais utilizado para os veículos que usam motores do ciclo Otto.

Figura 2.10 - Percentuais de emissões de RCHO por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.



Os processos evaporativos também tiveram grande contribuição nas emissões de NMHC, apresentado uma taxa de 5.969 t.ano^{-1} , o que representa 23,1% do total de NMHC emitido (Tabela 2.9). Valor este muito próximo ao observado para o estado de São Paulo, no qual as emissões evaporativas representaram 27,1% das emissões totais de NMHC (CETESB, 2016b). Os processos evaporativos, devido à sua importância, principalmente na emissão de poluentes precursores do ozônio, são também contemplados no PROCONVE, que estabelece os limites de emissões para o sistema de alimentação dos automóveis e veículos comerciais leves do ciclo Otto, que devem ser homologados conforme metodologia presente na norma ABNT - NBR 11.481 (CETESB, 2016b; MMA, 2014).

Nos últimos anos no Brasil, mesmo com o aumento da frota veicular e do consumo de combustíveis, tem sido observadas reduções nas emissões de NMHC veiculares por escapamento e evaporativas, como demonstrado nos resultados do Inventário Nacional (MMA, 2014), bem como na concentração desses poluentes na atmosfera, como avaliado por Dominutti *et al.* (2016) na Região Metropolitana de São Paulo. Esses avanços em termos de

melhoria da qualidade do ar têm sido motivados pela evolução tecnológica dos veículos induzida pelas exigências do PROCONVE (CARVALHO *et al.*, 2015). Por outro lado, de acordo com Bales *et al.*, (2015), outra fonte que passou a ser de interesse quanto a emissão dessa classe de COV foram os processos de abastecimento dos veículos. Esses se tornaram de especial atenção, principalmente pelo fato de atualmente ainda não serem objeto de controle. Nos inventários disponíveis no cenário nacional, apenas o do estado de São Paulo (CETESB, 2016b) e o da Região Metropolitana da Grande Vitória (IEMA; ECOSOFT, 2011) contemplaram essa fonte de emissões relacionada aos veículos. De acordo com o que foi avaliado para Minas Gerais, os processos de abastecimento contribuíram com taxas de emissão muito próximas àquelas apresentadas para os processos evaporativos, cujo valor observado foi de 5.560 t.ano⁻¹ de NMHC (Tabela 2.9), representando 21,6% do total.

De acordo com Salameh *et al.* (2014), as emissões antropogênicas de NMHC e RCHO têm sido apresentadas nos diversos inventários de emissões como COV totais, referindo-se a uma gama de compostos, como alcanos, alcenos, alcinos, álcoois, aldeídos, cetonas e compostos aromáticos. Essa também foi a abordagem adotada no presente inventário, uma vez que a especificação química dos COV não foi avaliada. Apesar disso, com descrito por Martins *et al.* (2008), a caracterização de compostos orgânicos voláteis que podem estar presentes na atmosfera é importante não só porque são precursores do ozônio, mas também por seus possíveis efeitos adversos para a saúde (por exemplo, benzeno, 1,3-butadieno e hidrocarbonetos clorados). Além disso, o formaldeído e o acetaldeído são os carbonilos mais importantes em relação à reação com o OH (radical hidroxila), apresentando possíveis efeitos nocivos para a saúde. Assim, uma discussão a respeito das potenciais espécies emitidas torna-se importante. Neste ponto, destacam-se também as possíveis diferenças que podem existir nos perfis das espécies químicas emitidas em função da composição dos diferentes combustíveis utilizados.

Por exemplo, nos Estados Unidos, Chin e Batterman (2012) avaliaram a composição dos vapores emitidos a partir dos combustíveis típicos dessa região nos processos de abastecimento, a gasolina (<10% de etanol) e o E85 (85% de etanol e 15% de gasolina). Para a gasolina, foram identificadas 17 espécies principais de COV a 5°C, e 20 espécies a 40°C, sendo que cinco delas foram predominantes em ambos os casos: tolueno (25-28%), benzeno (19-20%), *n*-heptano (10-20%), ciclohexano (17-18%) e o metilciclohexano (11-12%). Para o caso do E85, a composição das espécies na fase de vapor foi muito similar a da gasolina,

contudo as concentrações dos compostos predominantes foram muito menores (CHIN; BATTERMAN, 2012).

Na cidade de Beirute, no Líbano, Salameh *et al.* (2014) avaliaram a contribuição das espécies de NMHC obtidas a partir de amostras coletadas nas proximidades de instalações de armazenamento de combustível, em uma garagem e durante o reabastecimento dos veículos nos postos de combustível. Neste estudo, as espécies mais abundantes identificadas foram o isopentano, *n*-butano e tolueno, representando 42% (em massa) nas instalações de armazenamento de combustível e 39% nas emissões evaporativas nas garagens, que ocorrem devido ao aquecimento do motor após o uso (fase *hoat soak*). Durante o reabastecimento dos tanques, as emissões foram caracterizadas por quatro compostos principais pertencentes à classe dos alcanos C4-C5, o isopentano, *n*-butano, isobutano e *n*-pentano, responsáveis por 59% da massa total.

No contexto do Brasil, Martins *et al.* (2008) avaliaram a concentração de algumas espécies de COV na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), associando-as às emissões veiculares. Dentre os hidrocarbonetos estudados, esses autores identificaram que as maiores concentrações na atmosfera foram observadas para o tolueno (7.5 ± 3.4 ppbv), *n*-decano (3.2 ± 2.0 ppbv), benzeno (2.7 ± 1.4 ppbv) e 1,3,5-trimetilbenzeno (2.2 ± 1.5 ppbv).

Ainda no contexto da RMSP, estudos mais recentes avaliaram o efeito do uso dos biocombustíveis sobre a massa e a composição dos COV a partir de uma análise cruzada de dados ambientais e de emissões a longo prazo nas últimas décadas (DOMINUTTI *et al.*, 2016). Em termos de concentração, esses autores identificaram que os NMHC mais abundantes, em ppbv, foram o propano ($5,02 \pm 5,94$), etileno ($3,97 \pm 4,55$), etano ($2,28 \pm 1,89$), acetileno ($1,98 \pm 2,11$), 2,2,4-trimetilpentano ($2,05 \pm 1,48$), *i*-propilbenzeno ($1,96 \pm 1,85$), *n*-butano ($1,97 \pm 2,24$), tolueno ($1,62 \pm 2,02$), *i*-pentano ($1,30 \pm 1,61$) e propileno ($1,26 \pm 1,54$). Esses autores ainda concluíram que o uso difundido do etanol não afetaria a distribuição de NMHC na RMSP e que os veículos a gasolina parecem ser a fonte mais importante de hidrocarbonetos nas áreas urbanas, assim como observado nos resultados para Minas Gerais.

Em relação aos compostos carbonílicos (RCHO), Martins *et al.* (2008) identificaram na RMSP que as espécies acetaldeído e formaldeído foram as mais abundantes, resultados estes que também foram observados por Nogueira *et al.* (2015). De acordo com Martins *et al.*

(2008), o acetaldeído e o formaldeído são espécies muito importantes para a formação do ozônio, os quais são emitidos geralmente pelo etanol e óleo combustível, respectivamente.

Apesar desse potencial impacto do uso do etanol na emissão desses compostos precursores do ozônio, os resultados de Nogueira *et al.* (2014, 2015) para RMSP mostraram que, embora tenha havido um grande aumento no número de veículos que usam o etanol ("*flex-fuel*"), os avanços tecnológicos no controle de emissões dos veículos impediram qualquer aumento significativo nas concentrações atmosféricas de RCHO. De acordo com esses autores, a experiência brasileira demonstra como o impacto das emissões dos veículos pode ser reduzido através do uso de biocombustíveis em conjunto com o desenvolvimento tecnológico.

Em relação à emissão de COV diretamente pelo diesel ou biodiesel, Chin e Batterman (2012) afirmam ser algo pouco estudado, especialmente quando se trata de emissões por processos evaporativos. Para os processos de abastecimento, esses autores fizeram uma avaliação para o ULSD (*ultra-low sulfur diesel*, diesel com baixo teor de enxofre) e para o B20 (20% de biodiesel de soja e 80% de ULSD) nos Estados Unidos. Como resultados, observaram que tanto o B20 quanto o ULSD possuíam composições semelhantes nos vapores emitidos. Além disso, observaram que as principais espécies emitidas foram os cicloalcanos (metilciclohexano, cicloexano) e alcanos (*n*-octano, *n*-nonano, *n*-heptano), que juntos representavam 63 a 76% da massa total dos COV, dependendo da temperatura. Os aromáticos mais abundantes foram o tolueno (7% do total), *p-m*-xileno (3-6%) e benzeno (2-4%). Para o Brasil, Rodrigues *et al.* (2012) avaliaram a presença de RCHO em amostras de vapor coletadas em uma estação de ônibus que foram alimentados com o B5 brasileiro (95% de diesel e 5% de biodiesel) na cidade de Salvador. Dentre as espécies identificadas, esses autores constataram que o formaldeído, acetaldeído e a propanona foram as mais abundantes.

Relativamente à emissão das partículas, observa-se que o escapamento foi a fonte que apresentou as maiores taxas de emissão (3.383 t.ano⁻¹), seguida das emissões por desgaste de pneus e freios (2.930 t.ano⁻¹) e do desgaste de pistas (2.645 t.ano⁻¹) (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 – Emissões veiculares de MP por categoria de veículos em Minas Gerais no ano de 2015.

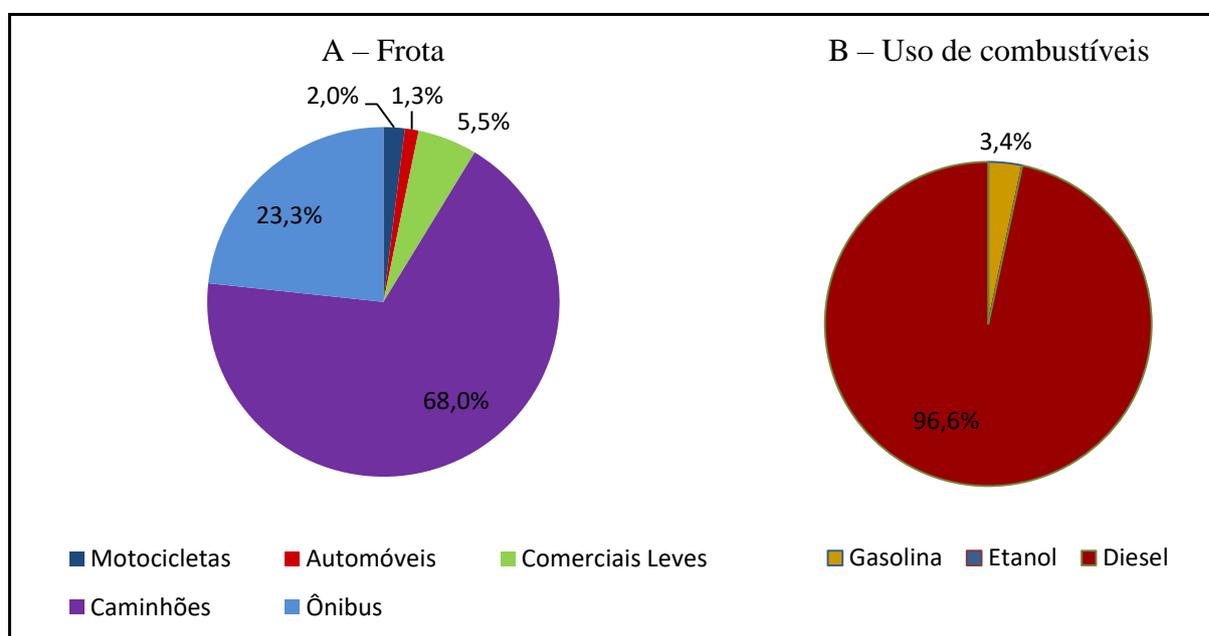
Categoria de veículos			Emissões de MP [t.ano ⁻¹]						
			Escapamento	Desgaste					
				Pneus e Freios			Pistas		
				MP	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	MP	MP ₁₀
Motocicletas	Gasolina	55	75	58	31	55	27	15	
	Flex-Gasolina	11	26	20	11	19	9	5	
	Flex-Etanol	nd ¹	11	8	4	8	4	2	
Automóveis	Gasolina	13	211	160	86	174	87	48	
	Etanol	nd	12	9	5	10	5	3	
	Flex-Gasolina	30	542	411	221	447	224	122	
	Flex-Etanol	nd	220	167	90	182	91	50	
Comerciais Leves	Gasolina	1	15	11	6	12	6	3	
	Etanol	nd	1	1	0	1	0	0	
	Flex-Gasolina	3	59	45	24	49	24	13	
	Flex-Etanol	nd	24	18	10	20	10	5	
	Diesel	180	72	55	29	59	30	16	
Caminhões	Semileves Diesel	30	7	6	3	4	2	1	
	Leves Diesel	120	25	19	10	13	7	4	
	Médios Diesel	338	144	109	59	141	71	38	
	Semipesados Diesel	944	564	429	230	552	276	149	
	Pesados Diesel	869	593	450	241	580	290	156	
Ônibus	Urbano Diesel	393	168	127	68	164	82	44	
	Micro-ônibus Diesel	35	40	30	16	39	19	10	
	Rodoviário Diesel	360	119	90	48	116	58	31	
Total		3.382	2.930	2.225	1.192	2.645	1.322	717	

¹nd: não disponível.

Para as emissões de MP por escapamento, pode-se dizer que os veículos do ciclo Diesel foram os que mais poluíram. As emissões de MP nos escapamentos dos caminhões, ônibus e comerciais leves a diesel em Minas Gerais no período de estudo foram de 2.301, 788 e 180 t.ano⁻¹, representando 68,0, 23,3 e 5,5 % do total, respectivamente (Tabela 2.10 e Figura 2.11 A). Em outras palavras, 96,6% das emissões de MP por escapamento podem ser atribuídas ao consumo do diesel (Figura 2.11 B). Esses resultados estão de acordo com o observado em seis capitais brasileiras (Belo Horizonte, Curitiba, Porto Alegre, Recife, Rio de Janeiro e São Paulo) por Miranda *et al.* (2012) com base nas contrações ambientais e composição do MP_{2,5}.

De acordo com esses autores, assim como em outras regiões do mundo, nessas áreas urbanas os veículos pesados a diesel são a principal fonte de emissão das partículas finas, o que é justificado pela composição em termos de *black carbon* (fuligem), que estava entre 20 a 38% da massa do material fino total nas áreas avaliadas. Resultados semelhantes também foram obtidos por Brito *et al.* (2013), que, a partir do monitoramento da concentração de MP_{2,5} em túneis na RMSP, verificaram que no túnel com predominância de veículos pesados, a concentração observada (233 µg.m⁻³) foi cerca de 4,5 vezes maior que no túnel com circulação de veículos leves (52 µg.m⁻³).

Figura 2.11 - Percentuais de emissões de MP por escapamento relativos ao perfil da frota e ao uso de combustíveis em Minas Gerais no ano de 2015.



Como pode ser observado nos resultados, as emissões de MP por escapamento não foram caracterizadas de acordo com o tamanho de partículas. Isso ocorreu em função das metodologias utilizadas não possuírem fatores de emissão específicos para esse fracionamento.

Apesar disso, diversos estudos têm apontado os escapamentos dos veículos como fontes predominantes de partículas finas (MP_{2,5}), sendo que sua formação ocorre principalmente em função dos tipos de veículos e combustíveis (KETZEL *et al.*, 2007; PANT; HARRISON, 2013). Nesse contexto, alguns inventários de emissões têm considerado insignificantes as

emissões de material particulado grosso ($d_a > 2,5 \mu\text{m}$) nos escapamentos veiculares. Por exemplo, no guia para o inventário de emissões atmosféricas da União Europeia é sugerido que os fatores de emissão do MP total e do $\text{MP}_{2,5}$ sejam iguais (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2017). Nos resultados de Araújo (2016), que investigou as emissões veiculares na Região Metropolitana de Vitória seguindo a metodologia do MMA (2014), observa-se que os valores para as emissões de MP total pelo escapamento são equivalentes às emissões de MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$.

Na Tabela 2.10 também se pode observar que as emissões de partículas por escapamento para os veículos a etanol não foram estimadas, o que ocorreu devido à falta de fatores de emissão específicos para este fim nas metodologias adotadas. Por outro lado, estudos desenvolvidos por Silva *et al.* (2010) conseguiram identificar a emissão de partículas devido ao uso desse combustível. Nessa pesquisa, um dos objetivos dos autores era quantificar as partículas inaláveis (MP_{10}) e suas frações ($\text{MP}_{2,5-10}$ e $\text{MP}_{2,5}$) emitidas em veículos leves, abastecidos com etanol ou com a gasolina brasileira (gasool, que na época possuía a adição de 22% de etanol), a partir de testes em um dinamômetro de chassi. A partir dos resultados, esses autores verificaram que as taxas de emissão de MP_{10} a partir do uso do etanol foram aproximadamente três vezes menores do que a emissão média do veículo abastecido pela gasolina. Para o veículo a etanol, as taxas de emissão de MP_{10} estiveram entre 1,2 e 3 mg.km^{-1} , enquanto que para o veículo a gasolina essas taxas variaram entre 2,49 e 11,83 mg.km^{-1} . A taxa média de emissão da fração fina ($\text{MP}_{2,5}$) foi aproximadamente duas vezes maior do que a taxa média de emissão da fração grossa ($\text{MP}_{2,5-10}$). Os valores para frações finas e grossas foram, respectivamente, 4,35 e 1,96 mg.km^{-1} para o veículo a gasolina, e 1,41 e 0,8 mg.km^{-1} para o veículo a etanol (SILVA *et al.*, 2010).

Diante desses resultados obtidos por Silva *et al.* (2010), pode-se dizer que, caso as emissões de MP pelo escapamento dos veículos a etanol tivessem sido estimadas, é provável que suas taxas de emissão estivessem em torno de 38 t.ano^{-1} (um terço das emissões ocorridas nos veículos a gasolina), mudando, assim, os percentuais em relação aos usos de combustíveis para 95,6% para o diesel, 3,3% para a gasolina e 1,1% para o etanol. Valores estes que, se avaliados de maneira global, não trariam aumentos significativos, já que o diesel continuaria ainda assim sendo a fonte principal das emissões de partículas pelo escapamento. Além disso, para o etanol, a fração predominante do MP também seria a das partículas finas, como o que ocorre predominantemente nos escapamentos dos veículos.

Apesar da grande importância dada às emissões de partículas pelos escapamentos, diversos estudos têm mostrado o impacto dos processos de desgaste de pneus, freios e pista para emissão de partículas para a atmosfera. De acordo com Pant e Harrison (2013), a maior parte das pesquisas, bem como as ações políticas nas últimas décadas, se concentraram principalmente nas emissões por escapamento, e a associação de legislações menos permissivas com avanços tecnológicos contribuíram para um declínio na contribuição percentual das emissões nos sistemas de exaustão veicular para as concentrações ambientais de MP. Diante disso, os processos de emissão não exaustivos tem se tornado cada vez mais importantes, embora informações detalhadas sobre os mesmos sejam relativamente escassas.

A partir dos resultados da Tabela 2.10, observa-se que os veículos pesados foram os que mais contribuíram para a emissão de partículas em todas as suas frações para os processos de desgaste pneus, freios e pista, especialmente os caminhões pesados e semipesados. Como essas emissões estão associadas ao desgaste físico dos materiais, as maiores massas dos caminhões favorecem as condições de atrito, abrasão e desgaste, gerando assim o MP. Além disso, em termos das frações, o MP₁₀ representou 75,9% das emissões totais para os processos de desgaste de pneus e freios, e de 50,0% para o desgaste das pistas. Da massa total de MP₁₀ emitida, 53,6% foi relativa ao MP_{2,5}, no caso do desgaste dos pneus e freios, e 27,1% no caso do desgaste das pistas.

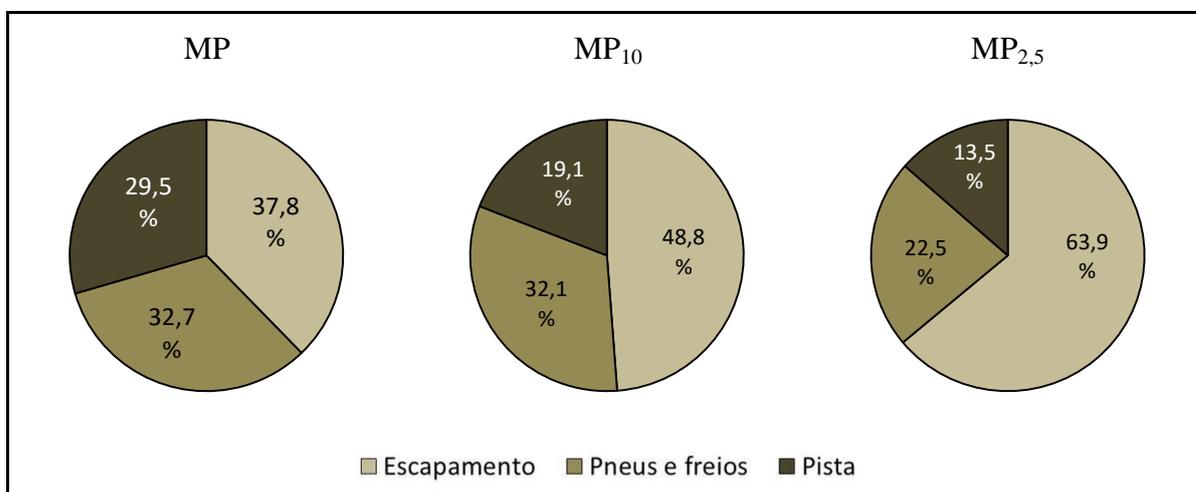
Fazendo-se as mesmas adoções que Araújo (2016), considerando que para as emissões por escapamento os valores do MP total, MP₁₀ e MP_{2,5} são equivalentes, pode se observar pela Figura 2.12 que os processos de desgaste de pneus e freios e pista, juntos, foram responsáveis por 70,5% das emissões de MP e de 51,2% das emissões de MP₁₀. Já a emissão das partículas finais teve como principal agente emissor o escapamento veicular, cujas contribuições foram de 63,9% (Figura 2.12).

Esses resultados estão de acordo com os observados por Ketzel *et al.* (2007), que em seus estudos visando as estimativas e validação de fatores de emissão de MP_{2,5}/MP₁₀ para emissões exaustivas e não exaustivas, observaram que todos os modelos alcançados indicaram, consistentemente, que grande parte das emissões totais de MP₁₀ (cerca de 50 a 85%, dependendo da área de estudo) eram originárias de emissões não exaustivas. Lawrence *et al.* (2016), na quantificação dos fatores de emissão de MP₁₀ pela frota veicular, na cidade de Hatfield (Inglaterra), por meio de medições em túnel, observaram que o fator de emissão

combinado para as fontes não exaustivas foi aproximadamente 50% maior que o das emissões por escapamento. Os valores observados foram de 16,7-19,3 mg.veículo⁻¹.km⁻¹ para as emissões não exaustivas e de 11,1-12,8 mg.veículo⁻¹.km⁻¹ para os processos de escapamento. Também a partir do monitoramento do MP₁₀ em túneis e fazendo-se uso de análises de componentes principais e de regressões lineares múltiplas, Lawrence *et al.* (2013) conseguiram identificar as fontes representativas para 82% da massa material coletado. Destes, 33% foram atribuídos às emissões por escapamento (uso do diesel e gasolina) e 49% às fontes não exaustivas (desgaste de pneus, freios e pistas e ressuspensão).

Essas análises indicam que mesmo com as emissões por escapamento sendo nulas, o tráfego veicular continuará sendo uma fonte de partículas para a atmosfera por meio das emissões proveniente dos desgastes físicos dos materiais (KETZEL *et al.*, 2007; KUMAR *et al.*, 2013; PANT; HARRISON, 2013). Existe, então, a necessidade do desenvolvimento de legislações e estratégias para a redução das contribuições de fontes não exaustivas para as concentrações ambientais de MP (LAWRENCE *et al.*, 2016).

Figura 2.12 – Contribuição dos diferentes processos para a emissão MP em Minas Gerais no ano de 2015.



Outro aspecto importante relacionado às emissões de material particulado por fontes veiculares é a sua caracterização química, a qual muitas vezes é dada em relação às substâncias traçadoras, como os componentes metálicos, os carbonáceos (carbono elementar – EC; e carbono orgânico – OC) e os íons (nitrato, sulfato e amônio) (JONES; HARRISON, 2005; SÁNCHEZ-CCOYLLO *et al.*, 2009; ALBUQUERQUE *et al.*, 2012; HETEM;

ANDRADE, 2016). Para o escapamento, a composição do MP emitido irá depender do tipo de motor, combustível, idade e nível de manutenção do veículo, sendo que, de maneira geral, são emitidas grandes parcelas de EC e OC juntamente com menores quantidades de metais traço e íons (ROBERT *et al.*, 2007a; PANT; HARRISON, 2013).

De acordo com Jones e Harrison (2005), o carbono elementar é proveniente da combustão incompleta de combustíveis fósseis, já o carbono orgânico primário é emitido na combustão incompleta de materiais orgânicos, como os biocombustíveis, e a partir da degradação de produtos que contêm carbono em sua formulação, como os pneus. Desses compostos, considera-se que os motores a diesel emitem principalmente o EC, enquanto os motores a gasolina ou biocombustíveis são conhecidos por liberar uma maior fração de OC (NTZIACHRISTOS *et al.*, 2007; ROBERT *et al.*, 2007b; PANT; HARRISON, 2013; ZHANG *et al.*, 2015).

Na China, por exemplo, Cui *et al.* (2017) identificaram que o MP proveniente dos caminhões a diesel teve como principal componente o EC ($26,9 \pm 20,8\%$), seguido do OC ($9,89 \pm 12\%$) e dos íons solúveis em água ($4,67 \pm 5,74\%$). Resultados semelhantes também foram observados por Wu *et al.* (2016), na avaliação das emissões de $MP_{2,5}$ por caminhões em estradas em Beijing, constatando que 55,3% do material particulado emitido era composto por EC e 31,8% por OC. Na avaliação das emissões em diferentes túneis na China, Cui *et al.* (2016) verificaram que no túnel onde os veículos pesados a diesel eram predominantes, a composição do $MP_{2,5}$ foi de 27,7% para o OC, 32,1% para o EC, 13,9% para os metais e 9,2% para os íons solúveis em água. Já para o túnel onde a circulação dos veículos pesados era restrita, as composições observadas foram de 17,7% para o OC, 10,4% para o EC, 8,9% para os metais e 8,9% para os íons solúveis em água.

Na avaliação das emissões em veículos leves a diesel e a gasolina a partir de testes em dinamômetros de chassi, Alves *et al.* (2015) observaram que a fração de EC foi muito menor nas partículas emitidas por veículos a gasolina (<10%) que nos motores a diesel (50-95%). No entanto, verificaram que nas partículas emitidas nos veículos a diesel mais modernos, equipados com filtro de partículas, o teor de EC foi quase insignificante.

Em termos da influência da idade dos veículos, Robert *et al.*, (2007b) observaram em seus estudos que os veículos a diesel mais antigos produziram, no escapamento, partículas finas e ultrafinas com maiores razões EC/OC do que os veículos mais novos.

No cenário brasileiro, no monitoramento das emissões em túneis da RMSP, Brito *et al.* (2013) observaram que a relação média OC/EC foi de $1,59 \pm 0,09$ para amostras coletadas no túnel com circulação predominante de veículos leves, abastecidos a etanol, gasool ou diesel. Além disso, constataram também que essa relação se aproximou muito do limite inferior dos valores reportados na literatura para os veículos leves, onde a relação $OC/EC > 1$. Já para o túnel onde existia a circulação predominante dos veículos pesados abastecidos a diesel, observaram a relação OC/EC de $0,49 \pm 0,12$, que segundo esses autores foi um valor compatível com vários estudos de monitoramento em túnel com veículos pesados alimentados a diesel, que reportam a relação OC/CE próxima a 0,5. Esses resultados são muito semelhantes aos observados em diversos estudos desenvolvidos no mundo e apresentados de forma compilada por Zhang *et al.* (2015), em que, para túneis com predominância de veículos leves os valores de OC/EC variaram de 1,95 a 3,21, onde os veículos pesados eram a maioria, valores de 0,52, e onde circulavam todos os tipos de frota, valores de 0,49 a 1,45.

Hetem e Andrade (2016) também observaram que na RMSP, assim como em outras regiões do mundo, compostos como o carbono elementar e o enxofre são característicos das emissões dos veículos pesados. Segundo esses autores, essa situação acontece, pois as políticas voltadas para o controle no escapamento dos veículos a diesel (por exemplo, o uso obrigatório de filtros de partículas) em muitos países ainda não foram implementadas.

Em relação à composição dos metais e elementos traço a partir do escapamento, para o Brasil, Silva *et al.* (2010) caracterizaram os principais compostos emitidos em veículos movidos ao gasool e ao etanol, a partir de ensaios em dinamômetros, e identificaram a presença de diversos componentes, dentre eles o Fe, S, Al, Ca, K, Si, Zn, Cu, Pb e Pt. Segundo esses autores, o Cu pode ser eliminado nos escapamentos em forma de partículas finas devido ao fato de ser adicionado como um antioxidante na gasolina. Além disso, pode estar presente na fração grossa das partículas, sendo proveniente do desgaste dos rolamentos do motor ou de outros componentes. Alguns elementos, como Pb e Pt, são encontrados em combustíveis e aditivos lubrificantes. A Pt pode também ser gerada por conversores catalíticos. O Zn, um dos elementos mais abundantes no $MP_{2,5}$, pode estar associado ao ditiofosfato de zinco, que é comumente adicionado aos óleos do motor por suas propriedades antiderrapantes e antioxidantes. A origem do Al é provavelmente devida ao uso de conversores catalíticos modernos, cujo substrato consiste em Al e silicato de magnésio ($2MgO \cdot 2Al_3O \cdot 5SiO_3$), revestido com Al_2O_3 , e liberado por abrasão (SILVA *et al.*, 2010). Para o K, o qual é

encontrado em espécies vegetais, os níveis elevados deste elemento nas emissões dos veículos podem ser devidos ao uso de biocombustíveis (ANDRADE *et al.*, 2012; BRITO *et al.*, 2013).

O Fe, que nos estudos de Silva *et al.* (2010) representou cerca de 72% da taxa total de emissão de metais no gasool, e 92% no etanol, pode estar relacionado à sua presença na composição dos combustíveis e, provavelmente, aos processos de corrosão interna do motor e dos dutos. Dentre esses dois combustíveis, o etanol, devido às suas características físico-químicas, normalmente acarreta problemas de corrosão mais graves que os outros combustíveis de hidrocarbonetos. No caso do S, sua presença no material particulado é devida à composição dos combustíveis, especialmente aqueles derivados do petróleo.

Na emissão de material particulado pelos processos de desgaste de pneus, freios e pistas, a caracterização do MP emitido está muito relacionada à composição desses materiais. No caso dos freios, os principais materiais de revestimento são metais (principalmente fibras de aço e cobre), misturas semimetálicas e outros materiais, como fibras minerais e grafite orgânico (CHAN; STACHOWIAK, 2004; GRIGORATOS; MARTINI, 2015). Na fabricação dos pneus, os principais materiais utilizados são, em porcentagem de massa, as borrachas (47-55%), o negro de fumo (22-30%), um derivado do petróleo que traz resistência ao material, alguns óleos derivados de petróleo (5%), resinas (5%), agentes de cura e ativadores (3-5%), e outros aditivos, como antidegradantes, (2-10%) (THORPE; HARRISON, 2008). Já as pistas são, de maneira geral, fabricadas em asfalto ou concreto. O asfalto é composto principalmente (~95%) de agregados minerais (como areias, cascalhos e britas), e pelo aglutinante betuminoso. O betume de petróleo, o mais consumido no mundo, é obtido a partir da destilação de óleos brutos. Já as superfícies fabricadas em concreto têm como principais componentes o cimento Portland, juntamente com agregados minerais (THORPE; HARRISON, 2008; PANT; HARRISON, 2013).

Em função dessas composições dos materiais, diversos elementos são encontrados na composição das partículas emitidas pelo desgaste dos pneus, freios e pistas, como Al, Ca, Ba, Cu, Fe, K, Mg, Mn e Zn (THORPE; HARRISON, 2008; PANT; HARRISON, 2013; GRIGORATOS; MARTINI, 2015). Além disso, alguns estudos apontam elementos específicos como traçadores associados a cada uma dessas fontes. Os metais Fe, Cu, Cr, Cd, Zn, Pb, Ba, Ni, entre outros, são associados ao desgaste de freios. O Zn, Al, K, Ca, entre outros metais, e o carbono orgânico, associados ao desgaste de pneus. Já o desgaste de pista

tem como componentes relacionados o Al, Si, Ti, Ca, Fe e Mn (AMATO *et al.*, 2009, 2011; SONG; GAO, 2011; HARRISON *et al.*, 2012; PANT; HARRISON, 2013; GRIGORATOS; MARTINI, 2015; HETEM; ANDRADE, 2016).

2.3.3 Distribuição espacial das emissões atmosféricas por fontes veiculares nos municípios de Minas Gerais e Região Metropolitana de Belo Horizonte

A partir da aplicação dos diferentes métodos de segregação das emissões totais (frota, população e consumo de combustível), os resultados das emissões totais segundo cada estimativa para a RMBH podem ser observados na Tabela 2.11. Como pode ser verificado, os três métodos de segregação apresentaram resultados muito semelhantes para todos os poluentes considerados, os quais não diferiram significativamente de acordo com o teste de hipóteses para múltiplas amostras independentes de *Kruskal Wallis*.

Tabela 2.11 – Estimativa das emissões atmosféricas por fontes veiculares na RMBH com base em três métodos de segregação a partir das emissões totais do estado de Minas Gerais.

Método de segregação	Emissões veiculares RMBH [t.ano ⁻¹]				
	CO	NO _x	SO ₂	COV	MP
Frota	28.452	30.361	1.240	7.728	2.426
População	25.933	29.552	1.195	6.573	2.249
Consumo de combustível	29.069	23.694	961	7.400	1.988
Diferença significativa ¹	Não	Não	Não	Não	Não
Valor p	0,8896	0,7565	0,7818	0,7371	0,8421

¹Avaliação de diferenças significativas por meio da realização de teste de hipóteses para múltiplas amostras independentes de *Kruskal Wallis* ($\alpha = 0,05$).

Com base nos resultados discutidos anteriormente, e considerando-se que a população foi o dado mais facilmente disponível para todos os municípios de Minas Gerais, a segregação com base neste parâmetro foi utilizada para a avaliação dos diversos poluentes emitidos por fontes veiculares no estado.

Nas Figuras 2.13 a 2.17 podem ser observados, respectivamente, os padrões de emissões dos poluentes CO, NO_x, SO₂, COV e MP em cada um dos 853 municípios de Minas Gerais. Destaques são dados para a RMBH (ponto 1), onde se observam altas taxas de emissão em toda a mancha urbana (cerca de 25% do total de poluentes emitidos em todo o estado), especialmente para os municípios limítrofes a Belo Horizonte. Outras regiões polos econômicos do estado e que também se destacaram nas emissões foram a região do Triângulo

Mineiro (ponto 2; municípios de Uberlândia, Uberaba e Araguari), os municípios de Unaí e Paracatu (ponto 3), Montes Claros (ponto 4), Governador Valadares (ponto 5) e Juiz de Fora (ponto 6).

Figura 2.13 – Emissões atmosféricas de CO por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.

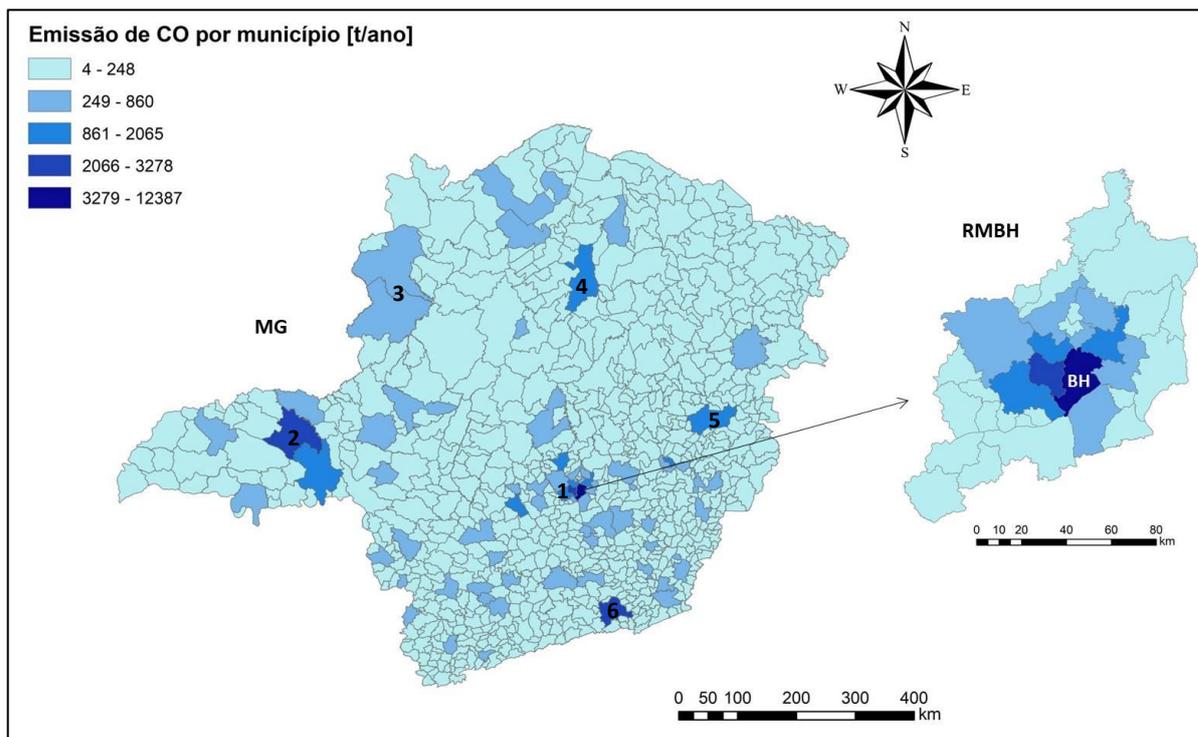


Figura 2.14 – Emissões atmosféricas de NO_x por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.

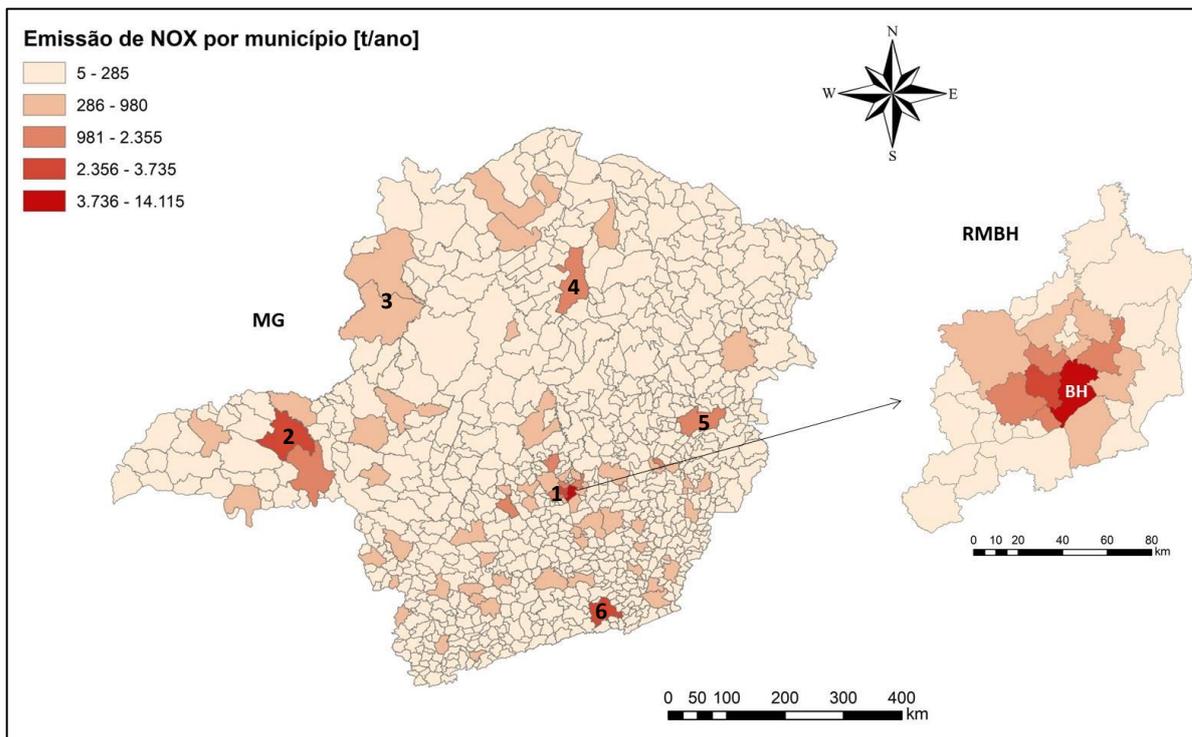


Figura 2.15 – Emissões atmosféricas de SO₂ por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.

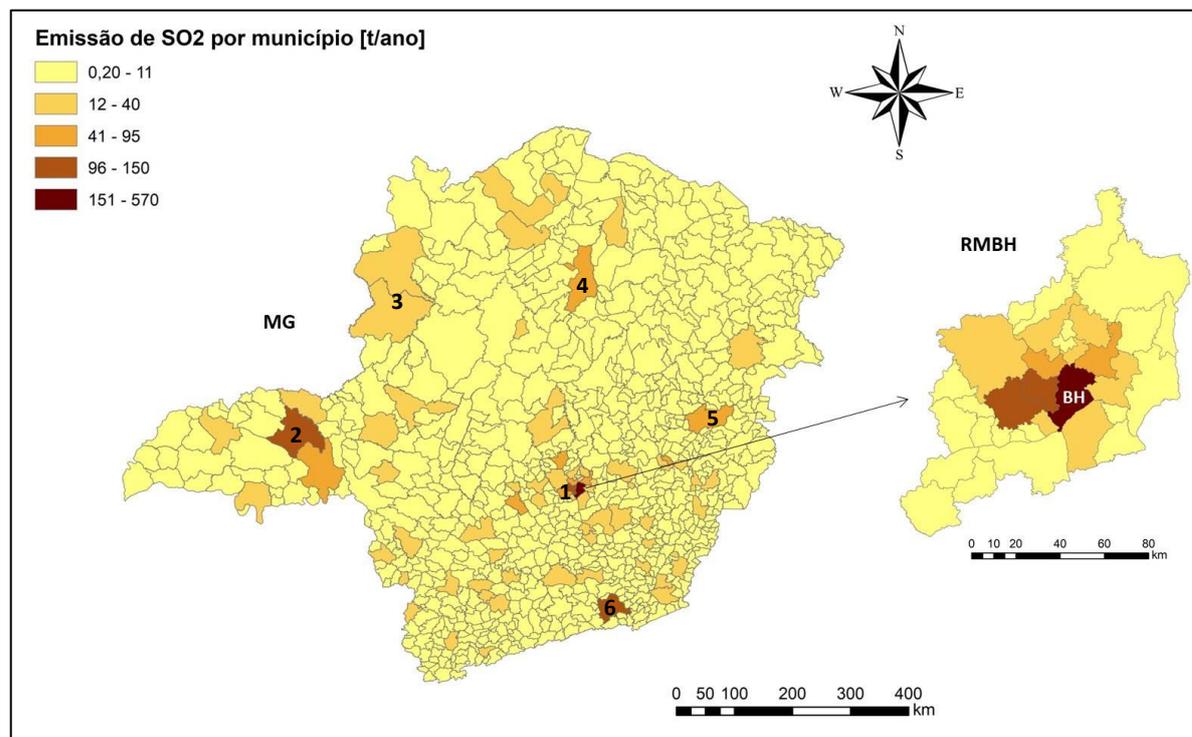


Figura 2.16 – Emissões atmosféricas de COV por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.

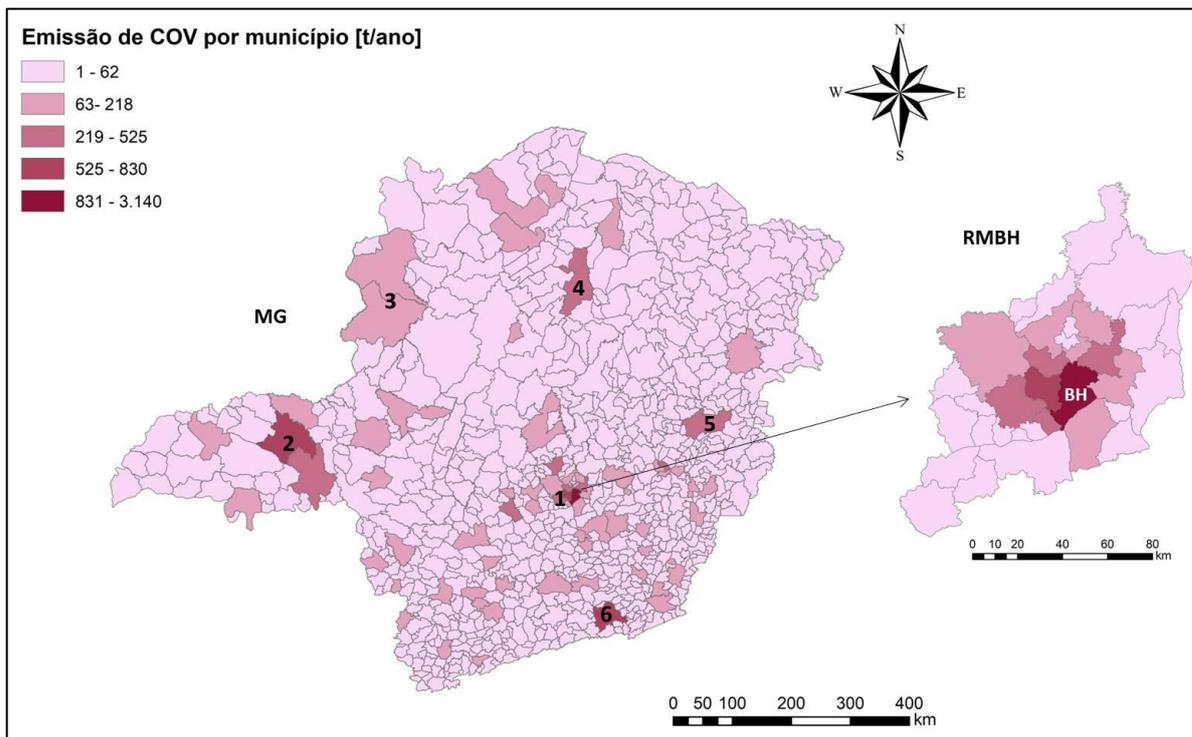
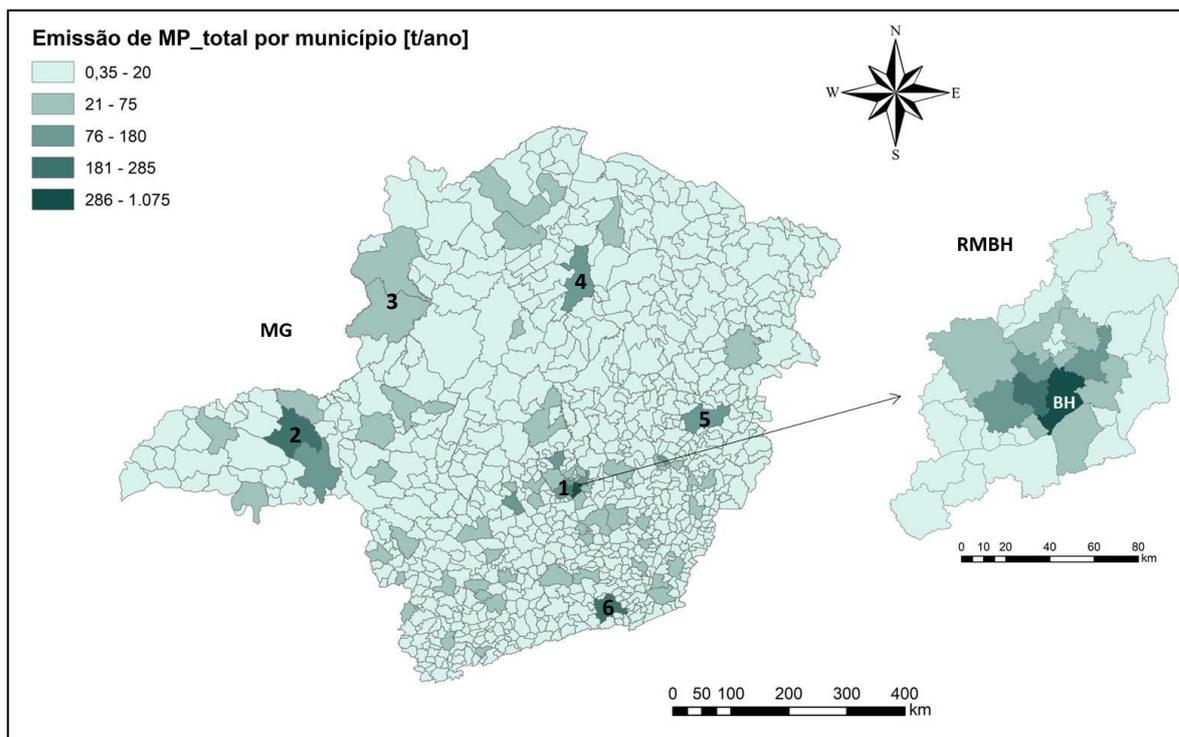


Figura 2.17 – Emissões atmosféricas de MP por fontes veiculares nos diversos municípios de Minas Gerais.



2.3.4 Comparação das emissões atmosféricas por fontes veiculares em Minas Gerais com outras realidades no Brasil e no mundo

A comparação das emissões atmosféricas por fontes veiculares em diversas regiões do mundo foi feita com base nas taxas de emissão *per capita*. Para isso, foram avaliadas taxas de emissão em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para as áreas de interesse no presente estudo (Minas Gerais e RMBH), para o Brasil, para os estados de São Paulo e Rio de Janeiro, e para as regiões metropolitanas de São Paulo (RMSP), Rio de Janeiro (RMRJ) e Fortaleza (RMF). Além disso, esse processo também foi feito para outras regiões fora do Brasil, como os países da América do Norte, Canadá e Estados Unidos (EUA), a União Europeia de maneira geral (UE) e os seus países Alemanha, Espanha, França, Portugal e Reino Unido, além da China, como mostrado na Tabela 2.12.

A partir do que se pode observar na Tabela 2.12, as maiores taxas de emissão *per capita* a partir do uso dos veículos automotores, ocorrem para os poluentes CO e NO_x. No caso do CO, as maiores taxas de emissão em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ocorreram nos Estados Unidos, Canadá e China, as quais foram 9,6, 6,8 e 3,8 vezes mais altas que aquelas observadas na média para o Brasil. Dentre os estados brasileiros avaliados, os maiores valores foram observados para São Paulo, seguido do Rio de Janeiro e Minas Gerais, cujos valores estiveram muito próximos da média nacional ($6,45 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Diferentemente dos perfis observados nos estados e regiões metropolitanas brasileiras, as taxas de emissão de CO *per capita* para a RMF foi muito alta, aproximando-se do padrão observado para a China (acima de $20 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Para as emissões de NO_x, semelhantemente ao que foi verificado para o CO, as maiores taxas de emissão também aconteceram nos EUA e Canadá, em que os valores observados foram de 10,86 e 12,88 $\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. No cenário nacional, a média observada para o país foi muito próxima dos valores observados para Minas Gerais e RMBH (próximo de $5,7 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), valores estes que se assemelharam muito a aqueles verificados para a UE e alguns de seus países (Tabela 2.12).

Com relação às emissões de SO₂, os maiores valores foram observados no cenário brasileiro, especialmente para Minas Gerais, RMBH e RMRJ, os quais foram de 0,23, 0,24 e 0,18 $\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente. Esses valores foram cerca de 20 vezes maiores que aqueles observados para a UE, 5 vezes para o Canadá e 3 vezes para os EUA. No caso da RMSP, esses valores foram próximos ao perfil observado para a população dos EUA (Tabela 2.12).

Tabela 2.12 – Emissões atmosféricas por fontes veiculares em diferentes partes do Brasil e do mundo.

Local	Referência	Ano base	Emissão per capita [kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹]				
			CO	NO _x	SO ₂	COV	MP ⁸
Minas Gerais	Presente estudo	2015	4,95	5,64	0,23	1,19	0,16
RMBH ¹	Presente estudo	2015	5,43	5,79	0,24	1,41	0,16
São Paulo ²	(CETESB, 2016b)	2015	8,25	4,43	0,11	1,81	0,13
RMSP ³	(CETESB, 2016b)	2015	6,03	2,58	0,05	1,40	0,07
Rio de Janeiro ⁴	(SOUZA <i>et al.</i> , 2013)	2010	5,47	3,04	nd ⁹	nd	0,05
RMRJ ⁵	(VENTURA; PINTO, 2016)	2013	3,33	3,44	0,18	1,24	0,07
RMF ⁶	(POLICARPO <i>et al.</i> , 2018)	2015	21,20	4,40	nd	2,59	0,20
Brasil	(MMA, 2014)	2012	6,45	5,70	nd	1,12	0,19
Canadá	(GOVERNMENT OF CANADA, 2018)	2015	43,90	10,86	0,04	3,51	0,37
EUA	(US EPA, 2018)	2015	61,84	12,88	0,07	6,18	nd
UE ⁷	(EEA, 2018)	2015	nd	5,71	0,01	1,17	nd
Alemanha	(EEA, 2018)	2015	nd	4,97	0,01	1,09	nd
Espanha	(EEA, 2018)	2015	nd	6,08	0,01	0,49	nd
França	(EEA, 2018)	2015	nd	7,09	0,01	0,84	nd
Portugal	(EEA, 2018)	2015	nd	6,63	0,01	1,38	nd
Reino Unido	(EEA, 2018)	2015	nd	4,80	0,02	0,40	nd
China	(TANG <i>et al.</i> , 2016)	2010	24,93	3,77	nd	5,13	0,30
China	(LANG <i>et al.</i> , 2014)	2011	23,86	5,55	nd	2,99	nd

¹Região Metropolitana de Belo Horizonte. ²Estado de São Paulo. ³Região Metropolitana de São Paulo. ⁴Estado do Rio de Janeiro. ⁵Região Metropolitana do Rio de Janeiro. ⁶Região Metropolitana de Fortaleza. ⁷União Europeia. ⁸Consideradas apenas as emissões por escapamento. ⁹Não disponível.

Para o COV de fontes veiculares, as menores taxas de emissão *per capita* foram observadas para o Reino Unido, Espanha e França, cujos valores foram de, respectivamente, 0,40, 0,49 e 0,84 kg.hab⁻¹.ano⁻¹. Exceto para a RMF, os valores observados para o Brasil e demais regiões nacionais avaliadas foram muito semelhantes aos verificados para a UE, Alemanha e Portugal, cujos valores variam de 1,1 a 1,8 kg.hab⁻¹.ano⁻¹. Para a China, Canadá e EUA os piores cenários foram verificados, com taxas de emissão superiores a 3,0 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ (Tabela 2.12).

Quanto à emissão do MP por escapamento, dentre as áreas avaliadas, os melhores indicadores foram observados no cenário nacional para o estado do Rio de Janeiro, a RMRJ e a RMSP. Para as demais áreas brasileiras, as taxas de emissão foram muito próximas a da média

nacional. Semelhantemente às emissões de CO e COV, destacaram-se também com as maiores taxas de emissão o Canadá e a China (Tabela 2.12).

Apesar das diferenças observadas nas taxas de emissão *per capita* dos diversos poluentes provenientes das fontes veiculares no Brasil e outras partes do mundo, existe uma dificuldade em atribuir causas específicas que justifiquem essas divergências. Isso acontece, pois vários fatores podem interferir nos resultados dos inventários de emissões atmosféricas e, conseqüentemente, no perfil de emissão por indivíduo da população. Dentre esses fatores, podem-se destacar as metodologias utilizadas para o cálculo das emissões, as características dos combustíveis utilizados e das frotas de cada área avaliada, bem como as tecnologias dos motores, os sistemas de controle das emissões e as políticas nacionais que visam à prevenção da poluição do ar por fontes veiculares.

Contudo, desconsiderando principalmente os aspectos metodológicos para as estimativas das emissões, tentou-se aqui apresentar alguns elementos que justificassem as diferenças observadas. O primeiro deles está relacionado à posse de veículos ou taxa de motorização em cada uma dessas localidades. Para as regiões metropolitanas brasileiras, a RMSP, RMBH, RMRJ e RMF, observam-se, respectivamente, valores de 38,1, 29,6, 20,8 e 14,7 veículos a cada 100 habitantes (PERO; STEFANELLI, 2015). No cenário mundial, são reportados valores de 82,0, 66,1, 59,8, 20,8 e 11,6 veículos a cada 100 habitantes para os EUA, Canadá, Oeste Europeu, Brasil e China, respectivamente (DAVIS *et al.*, 2017). Nesse contexto, é possível identificar a influência da maior posse de veículos para as maiores taxas de emissão, como observado no caso do CO e NO_x para os EUA e Canadá no contexto internacional, e para a RMSP e RMBH no cenário brasileiro.

Dentro do contexto brasileiro, uma outra característica que pode estar relacionada às diferenças observadas é o uso do gás natural veicular (GNV). Como já reportado na metodologia, tanto para Minas Gerais quanto para o estado de São Paulo (CETESB, 2016b), os veículos movidos a GNV têm uma baixa representatividade na frota (<0,5%). Por outro lado, no estado do Rio de Janeiro existem instrumentos legais (Lei n° 2.877/1997) que incentivam os proprietários a instalarem o kit GNV, mediante uma redução de 75% do IPVA a estes proprietários (VENTURA; PINTO, 2016). Isso leva a um maior consumo de GNV, o qual, de acordo com a metodologia do MMA (2014), possui fatores de emissão para poluentes como o CO muito menores que combustíveis como a gasolina e etanol, principalmente pelo

fato de não apresentarem dados específicos considerando a idade da frota. Essa questão pode ter levado aos menores índices de emissão de CO na RMRJ, comparativamente às outras regiões metropolitanas do Brasil e a média nacional de maneira global.

Outro fator importante, mais relacionado às emissões de SO₂, são teores permitidos de enxofre nos combustíveis, especialmente na gasolina e no diesel. No Brasil, como já relatado anteriormente, a gasolina é comercializada com um teor de até 50 ppm (50 mg.kg⁻¹) de enxofre, já o diesel pode conter 500 ppm (S-500) ou 10 ppm (S-10). Contudo, no caso do diesel S-10, de acordo com a resolução n° 50/2013 ANP (ANP, 2013b), sua comercialização é obrigatória nos postos revendedores das regiões metropolitanas de Belém, Fortaleza e Recife. Além deles, as frotas cativas de ônibus urbanos de alguns municípios devem utilizar exclusivamente este combustível. Neste último caso, destacam-se 75 municípios do estado de São Paulo, 20 do Rio de Janeiro e apenas um de Minas Gerais (o município de Belo Horizonte), sendo que em todos os casos, a maioria dos municípios encontra-se nas regiões metropolitanas. Diante dessa situação e considerando que os ônibus urbanos estão dentre os veículos que mais contribuem para as emissões veiculares de SO₂, os indicadores populacionais para esse poluente para o estado de São Paulo e para a RMSP podem ser menores devido a uma maior utilização do diesel com baixos teores de enxofre (S-10) nessas áreas, comparativamente a Minas Gerais, RMBH e o estado do Rio de Janeiro.

Ainda em relação às emissões de SO₂, no cenário mundial são verificadas diversas políticas voltadas para a limitação dos teores de enxofre no diesel e na gasolina. Na União Europeia, considerando os veículos rodoviários, o diesel e a gasolina foram limitados a 10 ppm de enxofre, segundo a diretiva 2003/17/EC do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia. A China, que possui programa de controle das emissões veiculares semelhante às fases do EURO, possui os padrões nacionais atuais vinculados à fase China IV, a qual regulamenta o teor de 50 ppm de enxofre no diesel e na gasolina. O Canadá, cujos padrões são desenvolvidos pela “*Canadian General Standards Board*” (CGSB) e implementados pela “*Environment Canada*”, tem em seus padrões atuais a definição de 15 ppm de enxofre no diesel e de 10 ppm na gasolina. No caso dos EUA, foi normatizado no ano de 2006 o uso do diesel com teores máximos de 15 ppm de enxofre para os veículos rodoviários. No caso da gasolina, também desde 2006, o programa de controle das emissões para veículos leves tem exigido o padrão médio de 30 ppm de enxofre. Todos esses fatores podem ter contribuído

para os menores indicadores de emissão de SO₂ veicular *per capita* nesses países e regiões do mundo, comparativamente ao Brasil.

Por fim, um último fator que pode influenciar nas taxas de emissão *per capita* dos poluentes considerados nas diversas regiões avaliadas, é o uso dos biocombustíveis. Diversos estudos têm mostrado que o uso integral ou a adição dos biocombustíveis, como etanol, aos derivados do petróleo tem contribuído com a redução das de MP, SO₂ e chumbo, além dos gases de efeito estufa (dióxido de carbono e metano) (NOGUEIRA *et al.*, 2014, 2017; PACHECO *et al.*, 2017). Diante dessas questões, observa-se que os EUA e o Brasil são os maiores produtores de etanol, além de serem também os maiores consumidores de biocombustíveis (WORLD ENERGY COUNCIL, 2011). Em termos do uso do etanol em misturas com a gasolina, são observados teores de etanol de 27% para o Brasil, 10% para a União Europeia e China (somente em nove províncias) e 5% para o Canadá. No caso dos EUA, em geral o teor de etanol na gasolina não excede 10% (E10). Contudo, é também observado o uso do E15, a gasolina com até 15% de etanol (WORLD ENERGY COUNCIL, 2016). Além das misturas, para o Brasil também é verificada a utilização do etanol puro (E100). Esses diferentes cenários podem estar associados aos menores indicadores de emissões de partículas por escapamento no Brasil que nas demais regiões avaliadas com dados disponíveis (Canadá e China).

2.4 Conclusões

A partir dos resultados, foi observado para Minas Gerais no ano de 2015 uma frota total de 6.045.207 veículos, sendo que destes, 60,75% corresponderam aos automóveis, 9,04% aos comerciais leves, 3,41% aos caminhões, 0,78% aos ônibus e 26,02% às motocicletas. Para o caso dos veículos do ciclo Otto, as parcelas dos veículos *flex* foram as mais representativas, identificando-se uma maior contribuição dos *flex* a gasolina (80% do total dos veículos *flex*). No caso das motocicletas, a proporção dos veículos que utilizam apenas a gasolina foi muito maior que a daquelas do tipo bicombustível, uma vez que a inserção das motocicletas *flex* no mercado nacional só ocorreu a partir do ano de 2009. No caso dos caminhões, a fração mais representativa foi a dos caminhões pesados (27,08%), seguida dos semipesados e leves, que apresentaram valores muito próximos (cerca de 25%). Para os ônibus, aqueles de uso urbano foram os predominantes (60,21%).

Com relação às emissões veiculares, dentre os gases óxidos, o mais emitido no ano de 2015 foi o NO_x, seguido do CO e do SO₂, cujas taxas de emissão foram de 117.708, 103.295 e 4.760 t.ano⁻¹, respectivamente. Para o NO_x e o SO₂, as maiores contribuições vieram dos veículos a diesel, especialmente os veículos pesados. Já no caso do CO, os automóveis e as motocicletas, com destaque aqueles abastecidos à gasolina, foram os que mais emitiram. Em relação às emissões de COV, os escapamentos foram as fontes que mais contribuíram para as emissões totais. Apesar disso, grande contribuição também tiveram os processos de perdas evaporativas e por abastecimento. Relativamente à emissão das partículas, observa-se que o escapamento foi a fonte que apresentou as maiores taxas de emissão (3.383 t.ano⁻¹), seguida das emissões por desgaste de pneus e freios (2.930 t.ano⁻¹) e do desgaste de pistas (2.645 t.ano⁻¹), sendo os veículos pesados os grandes emissores, tanto para os processos por escapamento, quanto para o desgaste de pneus, freios e pistas.

Em termos da distribuição das emissões ao longo dos municípios de Minas Gerais, destaques foram dados para a RMBH, onde se observam altas taxas de emissão em toda a mancha urbana, especialmente para os municípios limítrofes a Belo Horizonte. Outras regiões polos econômicos do estado que também se destacaram nas emissões foram a região do Triângulo Mineiro (municípios de Uberlândia, Uberaba e Araguari), os municípios de Unaí e Paracatu, Montes Claros, Governador Valadares e Juiz de Fora.

Por fim, diferenças foram observadas nas taxas de emissão *per capita* dos diversos poluentes provenientes das fontes veiculares em Minas Gerais, comparativamente ao Brasil e outras partes do mundo. Fatores associados a estas diferenças foram a posse de veículos por habitante, além do uso de diferentes combustíveis e composições, tais como o uso da gasolina, diesel e GNV, os teores máximos de enxofre permitidos nos combustíveis nas diferentes localidades e o maior ou menor grau de utilização dos biocombustíveis.

CAPÍTULO 3

ATUALIZAÇÃO DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR FONTES FIXAS PARA BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS

3.1 Introdução

Belo Horizonte é uma cidade altamente urbanizada, capital do estado de Minas Gerais e inserida na terceira maior região metropolitana do Brasil, a qual também recebe seu nome. Esse município possui população superior a 2,5 milhões de habitantes, uma área de 331 km² e densidade demográfica de 7.167 habitantes.km⁻². Seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é de 0,810 e o Produto Interno Bruto (PIB) de R\$ 81,43 bilhões, o qual representa 16,7% do PIB estadual e 1,53% do PIB nacional, sendo, do ponto de vista econômico, uma das cidades mais importantes para o país (IBGE, 2016).

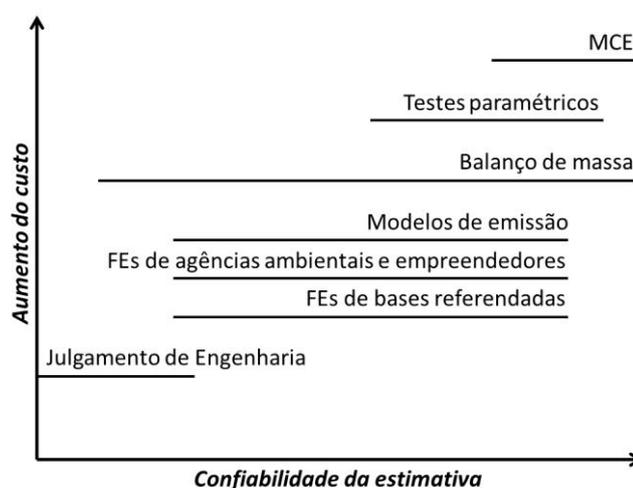
Essa cidade possui diversas fontes potenciais de emissão de poluentes atmosféricos, como a indústria metalúrgica e diversas caldeiras industriais presentes no setor de prestação de serviços, como hospitais e lavanderias, associadas ao elevado crescimento da frota veicular, que entre os anos de 2000 e 2015 aumentou de 659.672 para 1.669.884 veículos (crescimento de 153%) com referência à frota registrada (DENATRAN, 2016). Aliadas à expansão da malha urbana, essas fontes de emissão podem afetar a qualidade do ar, causando prejuízos à saúde da população, como observado nos trabalhos de Freitas *et al.* (2013) e Radicchi (2012), e ao meio ambiente. Apesar desse cenário crítico, poucos trabalhos têm sido desenvolvidos com foco na poluição atmosférica para essa cidade, especialmente em relação à identificação das fontes de emissão e avaliação dos processos de dispersão e contaminação ambiental. Por exemplo, o único inventário de emissões atmosféricas para essa cidade foi elaborado pela Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM, 2003), não sendo contemplado o aspecto da distribuição temporal da emissão dos poluentes.

Apesar de os veículos rodoviários serem reportados como as principais fontes de poluentes atmosféricos em áreas urbanas, as fontes fixas, como as chaminés de indústrias, caldeiras e fornos, podem ainda ter representativas contribuições para a poluição nessas áreas. De acordo com Carvalho *et al.* (2015), a indústria ainda desempenha um papel importante nos problemas de poluição do ar em algumas cidades urbanas, como observado na Região Metropolitana de São Paulo. Além disso, Bhanarkar *et al.* (2005) mostraram que a combustão de combustíveis fósseis em caldeiras na prestação de serviços é uma fonte importante de dióxido de enxofre, partículas e metais tóxicos que podem deteriorar a qualidade do ar nas áreas urbanas. Soma-se a isso o fato de que os grandes problemas relacionados à poluição do ar são devidos à sinergia das fontes, e não somente a um grupo de fontes específicas. Todas essas questões são problemas relacionados à qualidade do ar que podem estar ocorrendo em Belo Horizonte.

Para se definirem estratégias e políticas para mitigar os efeitos adversos da exposição aos contaminantes atmosféricos, torna-se necessário um pleno conhecimento sobre suas características e dinâmica em ambientes urbanos. Um dos passos mais importantes para atingir esse objetivo é identificar as fontes e quantificar as taxas de emissão dos poluentes, o que é conseguido por meio de um inventário de emissões (GONZÁLEZ *et al.*, 2017). Por meio dessa ferramenta, é possível identificar as fontes de emissão predominantes e compreender os setores e os tipos de poluentes que mais contribuem para a deterioração da qualidade do ar em determinada localidade (UEDA; TOMAZ, 2011; QIU *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014).

No caso das fontes fixas, diversas são as metodologias utilizadas para o cálculo dos inventários. Dentre elas, podem se citar o monitoramento contínuo das emissões (MCE), e estimativas a partir da realização de testes paramétricos nas fontes, como o monitoramento isocinético, do balanço de massa dentro de um processo, do uso modelos de emissões de acordo com a categoria das fontes, do uso de fatores de emissão (FEs), que podem ser provenientes de agências ambientais, dos próprios empreendedores geradores das emissões ou de bases de dados referendadas, além dos julgamentos de engenharia (US EPA, 1995). Apesar disso, o uso de cada uma dessas metodologias implica em custos e tempo dispensados para a realização dos inventários, além de impactarem de diferentes maneiras a confiabilidade das estimativas. A relação entre cada uma dessas metodologias e as implicações decorrentes de seus usos podem ser observadas na Figura 3.1.

Figura 3.1 – Metodologias para o cálculo das emissões atmosféricas por fontes fixas e avaliação dos custos e da credibilidade das estimativas. Adaptado de US EPA (1995).



Diante dessas questões, a identificação de fontes fixas de emissão atmosférica, juntamente com seus perfis de emissão (quantificação de poluentes emitidos ao longo do tempo) e dados físicos, como localização geográfica e altura, poderiam fornecer melhores respostas sobre a sua contribuição para as emissões atmosféricas em Belo Horizonte nos dias atuais. A quantificação das emissões poluentes nessas fontes constitui, ainda, um subsídio fundamental para a execução de estudos de dispersão, com modelos como o *Aermod* e *Calpuff*, além da alimentação e uso de modelos de emissão, como o SMOKE (*Sparse Matrix Operator Kernel Emissions*), ferramentas essenciais para a avaliação da qualidade do ar na área de estudo através dos modelos fotoquímicos, como o CMAQ (*Community Multi-Scale Air Quality*) (Borge *et al.*, 2008; 2014; Kim *et al.*, 2008).

Assim, o objetivo deste estudo foi identificar e quantificar as emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte no ano base de 2015, fazendo uma atualização do inventário de emissões publicado pela Agência Ambiental local (FEAM, 2003), cujo ano base foi 2002, uma vez que muitas mudanças nos empreendimentos emissores podem ter ocorrido nos últimos 13 anos. O cálculo das taxas de emissão foi feito de acordo com dados monitorados (isocinética) e a partir do uso de fatores de emissão da AP-42 (US EPA, 1995). Além disso, também foi foco deste estudo alocar essas emissões atmosféricas no espaço e no tempo; analisar as principais mudanças ocorridas nos perfis de emissão em Belo Horizonte, comparativamente ao inventário já existente; e avaliar as incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão para as estimativas das emissões atmosféricas.

3.2 Metodologia

3.2.1 Seleção dos empreendimentos e aquisição de dados

A primeira etapa para elaboração do inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas consistiu na identificação dos empreendimentos com significativo potencial poluidor do ar licenciados e localizados em Belo Horizonte, cujas licenças ambientais foram concedidas pelo município ou pelo estado. Para isso, foram feitas buscas na Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Belo Horizonte (SEMMA) e na Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (SEMAD).

Na SEMMA, a identificação dos empreendimentos com significativo potencial poluidor do ar foi feita com o auxílio dos técnicos da Gerência de Licenciamento das Atividades Industriais (GELAI), os quais listaram essas empresas de acordo com seus registros. Posteriormente à

identificação, foram realizadas consultas aos respectivos processos de licenciamento ambiental, tais como Estudos de Impacto Ambiental (EIA), Relatórios de Avaliação de Desempenho Ambiental (RADA) e relatórios de monitoramento ambiental e de cumprimento de condicionantes.

No caso dos empreendimentos licenciados pelo estado, as buscas foram feitas de acordo com as diretrizes da Deliberação Normativa nº. 74/2004 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) (MINAS GERAIS, 2004). Em seu anexo único, essa deliberação apresenta uma listagem das diversas atividades poluidoras do ar, água e solo, que são classificadas de acordo com sua tipologia, potencial poluidor e porte, às quais são atribuídos códigos específicos (Tabela 3.1). Considerando-se que a SEMAD disponibiliza as informações ambientais em formato eletrônico sobre os diversos empreendimentos licenciados no estado no portal do Sistema Integrado de Informação Ambiental (SIAM, 2017), buscas nessa base de dados foram então realizadas cruzando-se os dados de código de atividade e o nome do município. Por meio disso, foi possível identificar os empreendimentos, sobre os quais foram feitas buscas mais refinadas, com o objetivo de se chegar às suas respectivas informações ambientais, semelhantes àquelas relatadas para os processos protocolados na SEMMA.

Tabela 3.1 – Exemplos de atividades potencialmente poluidoras do ar segundo a DN nº. 74/2004 do COPAM.

Código DN 74/04 COPAM	Descrição da atividade
B-01-05-8	Fabricação de cimento
B-03-04-2	Produção de ligas metálicas (ferro ligas)
C-04-02-2	Refino de petróleo
D-01-01-5	Torrefação e moagem de grãos
E-02-02-1	Produção de energia termoelétrica
F-05-13-4	Incineração de resíduos

As consultas aos processos de licenciamento ambiental foram necessárias para a coleta das seguintes informações: tipos, nomes e quantidades das fontes emissoras; parâmetros físicos, como localização, diâmetro e altura da fonte; dados do monitoramento isocinético dos poluentes emitidos, como vazão, velocidade, temperatura, concentração e taxas de emissão; além de informações sobre os processos produtivos, como tempo de funcionamento diário, matérias primas utilizadas, taxas de consumo de combustíveis, e se existe ou não sistema de controle das emissões.

3.2.2 Cálculo do inventário

De posse dos dados de cada um dos empreendimentos a serem inventariados, o cálculo da emissão dos poluentes foi realizado de duas maneiras. Na primeira delas, as taxas de emissão foram extraídas diretamente do monitoramento isocinético. Apesar disso, nem todos os empreendimentos possuíam dados de monitoramento de seus poluentes e/ou nem todos os poluentes passíveis de serem emitidos eram monitorados. Nesses casos, complementações foram feitas com base em estimativas seguindo as diretrizes da *Compilation of Air Pollutant Emission Factors* (AP-42) da *United States Environmental Protection Agency* (US EPA, 1995). Essa metodologia tem sido recorrente na literatura, como reportado nos trabalhos de Sadavarte e Venkataraman (2014) e González *et al.* (2017). As estimativas seguem a abordagem do fator de emissão (FE), seguindo a Equação 3.1:

$$E = A * FE * \left(1 - \frac{ER}{100}\right) \quad (3.1)$$

Onde: E = emissão de determinado poluente (kg.h^{-1}); A é a atividade, que pode ser, por exemplo, o consumo de combustível, o tempo de duração da atividade ou a quantidade de material produzido; FE é o fator de emissão, que relaciona a massa de poluente emitida em função da atividade; e ER é a eficiência de remoção do equipamento de controle adotado na fonte estudada (%).

Os fatores de emissão (FEs) foram retirados da base de dados da AP-42 (US EPA, 1995), da *European Environmental Agency* (EEA, 2016) e do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Reino Unido (JONES *et al.*, 2017). Apesar dos FEs utilizados serem de base de dados da US EPA ou de países da União Europeia, na falta de FEs locais, seu uso tem sido recorrente em diversos estudos desenvolvidos no mundo, a exemplo de Pires (2005) (Rio de Janeiro, Brasil), Sadavarte e Venkataraman (2014) (Índia), Kawashima (2015) (Brasil) e González *et al.*, (2017) (Colômbia).

3.2.3 Alocação espacial e temporal

A alocação espacial para essas fontes fixas foi feita por meio de suas coordenadas geográficas com o auxílio do software ArcGIS (versão 10.3). A distribuição temporal foi feita com base nos dados dos processos produtivos. Assim, para os processos contínuos foram utilizadas taxas de emissão constantes (24 horas por dia), durante todo o ano de referência. Para os casos

onde a produção era interrompida ou alterada em função das horas do dia, ou dos dias da semana, as taxas de emissão foram distribuídas em função desses fatores. Nos casos onde as informações sobre o processo produtivo estavam indisponíveis, foi adotado o cenário mais conservador, com as taxas de emissão constantes 24 horas por dia, 7 dias por semana.

3.2.4 Avaliação de incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão

Considerando-se as incertezas inerentes ao uso de fatores de emissão, além do fato destes utilizados no presente trabalho serem provenientes de bases de dados de outros países (Estados Unidos, Reino Unido e União Europeia), uma avaliação da existência de diferenças entre os dados obtidos a partir do monitoramento isocinético e aqueles estimados a partir desses fatores de emissão foi realizada. Diante disso, para aquelas fontes inventariadas a partir de dados do monitoramento, em que também existiam dados disponíveis para estimar suas emissões caso seus poluentes não tivessem sido monitorados, procedeu-se então, para além do monitoramento, o cálculo das taxas de emissão com base nos fatores de emissão.

Posteriormente, foi calculado o erro percentual observado na estimativa comparativamente ao dado obtido a partir do monitoramento isocinético, como apresentado na Equação 3.2. Esse processo permitiu uma avaliação preliminar das incertezas decorrentes do uso dos fatores de emissão.

$$Erro (\%) = \frac{E_{estimada} - E_{monitorada}}{E_{monitorada}} \times 100 \quad (3.2)$$

Onde: *Erro (%)* = erro percentual observado na estimativa comparativamente ao dado obtido a partir do monitoramento isocinético; *E_{estimada}* = taxa de emissão de determinado poluente estimada a partir dos fatores de emissão; *E_{monitorada}* = taxa de emissão de determinado poluente obtida a partir de dados do monitoramento isocinético.

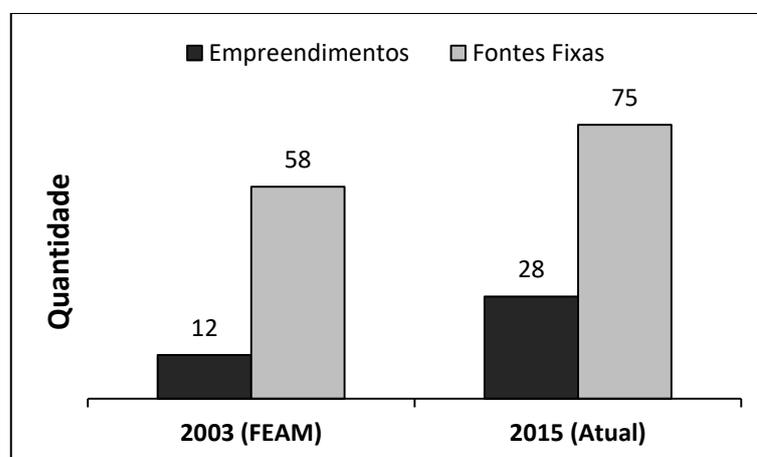
3.3 Resultados e discussões

3.3.1 Emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte

A partir das metodologias empregadas, 75 fontes fixas de emissão de poluentes atmosféricos foram identificadas em Belo Horizonte, distribuídas entre 28 empreendimentos (Figura 3.2). Dentre essas fontes, destacam-se 21 chaminés de caldeiras, as quais são abastecidas a óleo combustível (óleo BPF A1) (9), lenha (5), gás natural (3) e gás liquefeito de petróleo (GLP) (1), e 36 chaminés provenientes de uma única indústria siderúrgica.

Comparativamente, no inventário já existente (FEAM, 2003) o número de empreendimentos e fontes identificadas era de 12 e 58, respectivamente (Figura 3.2). Desses 12 empreendimentos contemplados em 2003, apenas 3 foram incluídos no atual inventário. Dentre os demais, 6 foram constatados como fechados e os outros 3 com cadastro em outros municípios, de acordo com as informações coletadas no portal do SIAM (SIAM, 2017). Nesse sentido, no atual estudo, pode ser observada a inclusão de 25 novos empreendimentos.

Figura 3.2 – Número de empreendimentos e fontes fixas identificadas que contribuem para a emissão de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte.



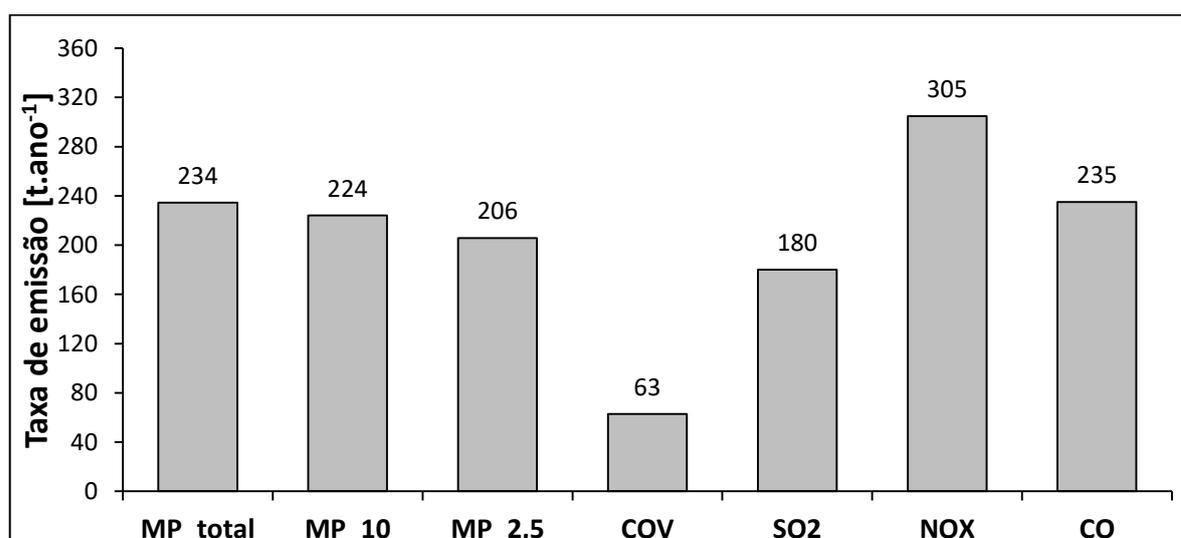
Em relação aos dados inventariados, em termos gerais, pode-se dizer que 52,4% foram obtidos a partir do monitoramento isocinético (Tabela 3.2). Desses, verifica-se que o MP foi o poluente com a maior parcela dos dados obtidos a partir do monitoramento (89,6%), já os COV e SO₂ foram aqueles com o maior percentual de dados estimados a partir dos fatores de emissão (81,8 e 66,7%, respectivamente).

Tabela 3.2 – Quantitativo de fontes que emitem determinados poluentes e parcela dos dados obtidos a partir do monitoramento isocinético (monitorado) e daqueles que foram estimados a partir dos fatores de emissão.

Poluente	Total de fontes	Dados monitorados	Dados estimados
MP	67	60 (89,6%)	7 (10,4%)
COV	44	8 (18,2%)	36 (81,8%)
SO ₂	36	12 (33,3%)	24 (66,7%)
NO _x	39	21 (53,8%)	18 (46,2%)
CO	41	18 (43,9%)	23 (56,1%)
Total geral	227	119 (52,4%)	108 (47,6%)

Para as emissões propriamente ditas, considerando uma taxa global (somatório de todas as fontes) no ano base desse estudo (2015), é possível dizer que, dentre os poluentes avaliados, o NO_x foi o mais emitido, com uma taxa de emissão de 305 t.ano⁻¹ (Figura 3.3). A emissão desse poluente está muito associada aos processos de combustão, devido à combinação térmica em altas temperaturas do N₂ com o O₂ presentes no ar atmosférico (mecanismo de Zeldovich). No caso das fontes fixas em Belo Horizonte, a emissão do NO_x ocorreu principalmente nas caldeiras industriais (empreendimentos 6, 8 e 13 a 17; Tabela 3.3), nas usinas de queima de biogás (empreendimento 27; Tabela 3.3) e na indústria siderúrgica (empreendimento 28; Tabela 3.3).

Figura 3.3 – Taxas de emissão total anual de poluentes atmosféricos por fontes fixas em Belo Horizonte no ano de 2015.



O CO foi o segundo poluente mais emitido nas fontes fixas, com uma emissão anual de 235 toneladas (Figura 3.3). Assim como para o NO_x, essa emissão também é relacionada aos processos de combustão, devido à oxidação incompleta dos combustíveis. As maiores taxas de emissão foram observadas principalmente para os empreendimentos que possuíam caldeiras a lenha (empreendimentos 5 a 9; Tabela 3.3), caldeira a óleo BPF 1A (empreendimento 13, Tabela 3.3), e na usina de queima de biogás e indústria siderúrgica (empreendimentos 27 e 28, respectivamente; Tabela 3.3).

No caso das partículas, tanto para o MP_{total} quanto para suas frações (MP₁₀ e MP_{2,5}), as taxas de emissão foram superiores a 200 t.ano⁻¹ (Figura 3.3). Para esse caso, além da emissão do material particulado nos processos de combustão, processos físicos de moagem, transporte e acabamento de materiais também contribuíram com suas taxas. Assim, na Tabela 3.3 é possível observar que a indústria siderúrgica (empreendimento 28), por abrigar uma grande quantidade de fontes (36 fontes) relacionadas a diversos processos, como o transporte, carga e descarga de matérias primas particuladas, a combustão em diversos tipos de fornos, além do acabamento de materiais, como processos de jateamento e pintura de peças, foi a responsável por 81% do MP_{total} emitido pelas fontes fixas inventariadas em Belo Horizonte. Apesar disso, significativas contribuições também vieram dos empreendimentos 5 e 8 (caldeiras a lenha) e 13 e 16 (caldeiras a óleo) (Tabela 3.3).

No caso do SO₂, as emissões ocorrem devido à presença do enxofre nos combustíveis, o qual é oxidado, convertendo-se a gás nos processos de combustão. Para os casos estudados, as emissões de SO₂ foram de 180 t.ano⁻¹ (Figura 3.3), tendo como principal contribuinte a queima de óleo combustível em caldeiras industriais, especialmente nos empreendimentos 13 a 16 (Tabela 3.3), onde para dois casos os dados foram obtidos a partir do monitoramento isocinético (empreendimentos 13 e 16), e em outros dois a partir de estimativas com fatores de emissão (empreendimentos 14 e 15).

Por fim, o poluente menos emitido foi o COV, também formado nos processos de combustão (oxidação incompleta), além das emissões evaporativas nas cabines de pinturas. Sua taxa de emissão total foi de 63 t.ano⁻¹ (Figura 3.3), sendo que as maiores parcelas foram provenientes da indústria siderúrgica (empreendimento 28) e de uma caldeira industrial com alto consumo de lenha (empreendimento 5) (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Emissões atmosféricas por tipologias de fontes fixas em Belo Horizonte.

Empreendimento		Taxa de emissão [t.ano ⁻¹]						
Nº	Tipologia / Atividade	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	COV	SO ₂	NO _x	CO
1	Fabricação de malte, cervejas e chopes	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,24	0,20
2	Fabricação de produtos farmoquímicos	0,04	0,04	0,04	0,01	0,02	0,23	0,22
3	Fabricação de coletes, capacetes e placas balísticas.	0,07	0,07	0,07	1,10	0,05	0,02	0,95
4	Fabricação de cervejas e chopes	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,10	0,05
5	Lavanderia industrial	6,87	6,18	5,22	20,79	13,33	0,47	7,74
6	Alvejamento, tingimento e torção em fios, tecidos e artefatos têxteis	2,60	2,34	1,97	0,30	0,19	3,78	10,55
7	Abate de bovinos e suínos, fabricação de produtos de carne e preparação de subprodutos do abate	1,15	1,05	0,62	0,09	0,05	0,10	23,65
8	Produção de pré-fabricados de concreto e industrialização de materiais de construção	16,82	15,14	12,78	2,44	1,57	30,71	91,01
9	Fabricação de adesivos selantes e artefatos de borracha não especificados	0,98	0,88	0,74	0,11	0,07	1,34	2,38
10	Lavanderia industrial	0,16	0,16	0,15	0,01	0,79	0,45	0,04
11	Fabricação de artefatos de borracha	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,11	0,84
12	Caldeiraria hospitalar	0,17	0,16	0,04	0,04	2,94	1,66	0,52
13	Caldeiraria hospitalar	7,63	6,56	4,27	1,94	40,24	42,87	7,59
14	Caldeiraria hospitalar	1,26	1,08	0,70	0,16	49,28	6,91	0,63
15	Caldeiraria hospitalar	0,73	0,63	0,41	0,09	28,81	4,04	0,37
16	Caldeiraria hospitalar	2,71	2,57	0,60	0,39	24,97	17,40	0,43
17	Caldeiraria hospitalar	1,43	1,23	0,80	0,18	4,53	7,85	0,71
18	Produção de refrigerantes a base de extrato vegetal	0,03	0,03	0,02	0,04	0,03	1,65	0,15
19	Laboratório de eletrônica orgânica	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
20	Fabricação de artefatos para uso na construção (pias, tanques e lavatórios em mármore sintético)	0,84	0,84	0,84	0,21	0,00	0,00	0,00
21	Fabricação de máquinas e equipamentos para mineração	0,12	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
22	Fabricação de máquinas, equipamentos e aparelhos para transporte e elevação de cargas	1,49	1,49	1,49	2,47	0,00	0,00	0,00
23	Crematório	0,19	0,17	0,17	0,03	0,26	0,67	0,17
24	Produção de placas de circuitos impressos	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
25	Produção de filmes voltaicos	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
26	Produção de concreto comum	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
27	Produção de energia a partir da queima de biogás de aterro sanitário	0,00	0,00	0,00	0,00	7,34	49,51	11,65
28	Siderurgia e elaboração de produtos siderúrgicos com redução de minérios, inclusive ferro-gusa	189,03	183,22	174,51	32,43	5,59	134,58	75,19

Uma importante observação é que no presente estudo somente foram consideradas as fontes fixas que passam pelos processos de licenciamento e/ou fiscalização junto às agências ambientais responsáveis. Apesar disso, Kumar *et al.* (2016), avaliando os desafios da gestão da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo, reportaram a influência de fontes não regulamentadas na qualidade do ar, como as chaminés de padarias, restaurantes, pizzarias e churrascarias. No caso das pizzarias, os estudos de Lima (2015) mostraram que na cidade de São Paulo existem cerca de 8.000 pizzarias, das quais aproximadamente 80% utilizam lenha em seus fornos. Considerando uma taxa de utilização média de 48 toneladas de lenha por ano por pizzaria, Lima (2015) estimou uma taxa de emissão de MP_{2,5} aproximada de 321 kg.dia⁻¹. Essas questões mostram a necessidade do aprimoramento do inventário, com a incorporação dessas outras tipologias de fontes fixas, além de deixar um alerta para o poder público na vigilância de outras fontes potenciais de emissão, que em cenários anteriores não existiam ou não eram consideradas.

Apesar da contribuição das tipologias de fontes fixas para as emissões atmosféricas em Belo Horizonte observadas no presente estudo, em muitas áreas urbanas, outras fontes, como as veiculares, têm sido reportadas como as mais representativas. Considerando-se apenas as emissões por fontes fixas apresentadas no atual capítulo e as emissões por fontes veiculares já detalhadas no Capítulo 3, verifica-se que para Belo Horizonte mais de 97% das emissões de CO, NO_x e COV são advindas da atividade dos veículos. No caso do SO₂ e do MP, a fonte predominante também foi a frota veicular, contudo com contribuições um pouco menores, cujos valores foram de 76,3 e 83,9% para cada um desses poluentes, respectivamente (Tabela 3.4). Esse perfil também acontece em outras localidades brasileiras, como as regiões metropolitanas de São Paulo (CETESB, 2016a), Vitória (IEMA; ECOSOFT, 2011), Salvador (LYRA, 2008) e a cidade de Curitiba (GRAUER *et al.*, 2013).

Tabela 3.4 – Contribuições percentuais das fontes veiculares e fixas na emissão de poluentes atmosféricos em Belo Horizonte no ano de 2015.

Fontes	Taxas de emissão [t.ano ⁻¹]				
	CO	NO _x	SO ₂	COV	MP
Veiculares	16.574 (98,6%)	13.992 (97,9%)	581 (76,3%)	4.616 (98,7%)	1.220 (83,9%)
Fixas	235 (1,4%)	305 (2,1%)	180 (23,7%)	63 (1,3%)	234 (16,1%)
Total	16.809	14.297	762	4.679	1.454

Esses dados de emissões são muitas vezes corroborados a partir das concentrações ambientais de alguns poluentes traçadores, como o material particulado (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012; ANDRADE *et al.*, 2012; MIRANDA *et al.*, 2012). Para Belo Horizonte e sua região metropolitana, estudos que visaram o monitoramento e a caracterização da composição elementar do MP₁₀ (MOURA, 2016) e MP_{2,5} (ANDRADE *et al.*, 2012) atribuíram as concentrações ambientais principalmente a outras tipologias de fontes, que não as fontes fixas reportadas neste estudo.

O estudo de Andrade *et al.* (2012), a partir da análise da composição elementar do MP_{2,5}, com posterior aplicação de modelos receptores (análise de componentes principais, estatística multivariada), identificou quatro fatores principais para a explicação da origem das partículas finas na atmosfera de Belo Horizonte. O primeiro deles, representativo de 44% da massa coletada, foi relacionado às emissões de partículas provenientes da ressuspensão de poeira do solo, principalmente devido à presença das espécies Si, K, Ca, Ti, Fe e Br. Esse fator foi associado às atividades de mineração que acontecem no entorno da cidade e também ao transporte de materiais das minas e para as minas. O fator 2, relativo a 13% de todo MP_{2,5}, foi atribuído à queima do diesel, principalmente devido à atividade dos veículos pesados. O terceiro fator, o qual representou 12% da massa coletada, esteve associado à formação do aerossol secundário e também à queima de combustíveis nos processos industriais (dentre os quais estão incluídas as fontes inventariadas). O último fator analisado esteve associado a apenas 4% de toda a massa coletada, sendo relativo à emissão nos escapamentos dos veículos leves.

O estudo de Moura (2016), seguindo os mesmos procedimentos de Andrade *et al.* (2012), por meio da análise de fatores, contudo com foco na composição do MP₁₀ em diversos pontos da RMBH, também obteve os dois principais grupos de fatores representando: 1) as emissões devido às atividades minerárias e à ressuspensão de poeira do solo; e 2) as atividades veiculares.

Esses resultados apontam para a necessidade do inventário das principais tipologias de fontes e o entendimento da sinergia entre elas, para um diagnóstico preciso da poluição atmosférica em áreas urbanas. Além disso, estudos de dispersão e da modelagem da qualidade do ar podem auxiliar na compreensão da influência das áreas de entorno na poluição em

determinada região de estudo, como tem sido reportada a influência das atividades mineradoras desenvolvidas em municípios limítrofes na poluição do ar em Belo Horizonte.

Na Tabela 3.5 podem ser observadas as taxas de emissão horárias [$\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$] para as fontes fixas em Belo Horizonte de acordo com o atual inventário (ano base 2015) e o inventário publicado pela FEAM em 2003 (ano base 2002). Apesar de um aumento no número de fontes consideradas, como já demonstrado na Figura 3.2, avaliando-se os resultados da Tabela 3.4, é possível verificar um padrão de redução das emissões para os poluentes MP e suas frações, NO_x e CO. Essas reduções podem estar associadas a melhorias nos processos produtivos das empresas, como a adoção de sistemas de controle, além da não inclusão de outras nove empresas presentes no inventário de 2003, como já descrito anteriormente.

Por outro lado, para os poluentes COV e SO_2 , foram observados aumentos consideráveis nas taxas de emissões, cujos valores foram de 112,6% e 687,0%, respectivamente. Para as emissões de COV, esse aumento pode estar associado à inclusão de novas fontes emissoras desses compostos, como cabines de pintura e laboratórios químicos, além da inclusão de novos processos de combustão em caldeiras industriais, que também são passíveis de emitir esses poluentes. Para o SO_2 , seu aumento pode estar associado à inclusão de novas fontes, especialmente as nove caldeiras a óleo BPF A1, que devido à composição desse combustível, emite altas taxas de SO_2 .

Tabela 3.5 – Taxas de emissão horária dos poluentes atmosféricos por fontes fixas em Belo Horizonte no atual inventário e no publicado pela FEAM em 2003.

Ano	Taxa de Emissão [$\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$]						
	MP_{total}	MP_{10}	$\text{MP}_{2,5}$	COV	SO_2	NO_x	CO
2003 (FEAM)	37,98	36,77	nd ¹	5,16	4,09	195,58	73,42
2015 (Atual)	30,07	28,63	26,09	10,97	32,20	39,10	36,72
Variação (%)	-20,8	-22,1	-	112,6	687,0	-80,0	-50,0

nd¹: não disponível.

As emissões atmosféricas por fontes fixas a cada km^2 em Belo Horizonte foram comparadas a outras realidades de cidades e regiões metropolitanas do Brasil, o que pode ser observado na Tabela 3.6. De maneira geral, as metodologias para a obtenção de dados de inventário para todas as áreas avaliadas seguiram abordagens semelhantes às do presente estudo,

considerando dados monitorados e estimativas por meio de fatores de emissão com base na AP-42.

Dentro do contexto da RMBH abordada no inventário de 2003, ou seja, Belo Horizonte, Betim e Contagem, é possível verificar que a capital mineira foi o município que apresentou as menores taxas de emissão por km² a partir das fontes fixas (Tabela 3.6). Isso acontece, pois Betim e Contagem são áreas mais industrializadas, desenvolvendo diversas atividades nos setores automobilístico, metalúrgico, siderúrgico, alimentício, petrolífero (refinaria e armazenamento de combustíveis), além das indústrias de borracha, de artefatos de plástico e grandes montadoras que fazem uso de processos como pintura e jateamento de peças. Por outro lado, dos setores de maior impacto, Belo Horizonte possui apenas uma indústria siderúrgica, localizada, inclusive, na divisa com Contagem. Frente a isso, pode-se dizer que os municípios de Betim e Contagem foram os que mais contribuíram para as taxas de emissão por km² na RMBH, de acordo com o inventário de 2003, sendo que essas taxas estão dentre as maiores observadas para as regiões metropolitanas apresentadas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Comparação das emissões atmosféricas em Belo Horizonte com outras realidades do Brasil.

Local	Referência	Ano Base	Emissão [t.ano ⁻¹ .km ⁻²]				
			MP	SO ₂	CO	NO _x	COV
Belo Horizonte	Presente estudo	2015	0,7	0,5	0,7	0,9	0,2
Belo Horizonte	(FEAM, 2003)	2002	1,0	0,1	1,9	5,2	0,1
Contagem	(FEAM, 2003)	2002	3,6	2,2	9,5	41,7	1,3
Betim	(FEAM, 2003)	2002	6,1	21,9	4,8	45,8	1,2
RMSP	(CETESB, 2016a)	2014	0,4	0,7	0,5	3,3	0,7
RMV	(IEMA; ECOSOFT, 2011)	2010	3,9	9,7	60,0	9,1	2,0
RMRJ	(PIRES, 2005)	2004	1,9	9,8	1,1	5,3	4,5
RMS	(LYRA, 2008)	2006	0,9	4,3	5,8	5,9	2,8
Curitiba	(GRAUER <i>et al.</i> , 2013)	2013	4,4	0,3	22,0	2,7	-

Em relação às taxas de emissão por km² observadas para outras regiões do país, a RMSP foi a que apresentou os menores valores para os poluentes provenientes das fontes fixas, sendo estes muito próximos aos da cidade de Belo Horizonte. Por outro lado, a RMV foi a que apresentou os maiores valores. Isso ocorre devido ao desenvolvimento de grandes

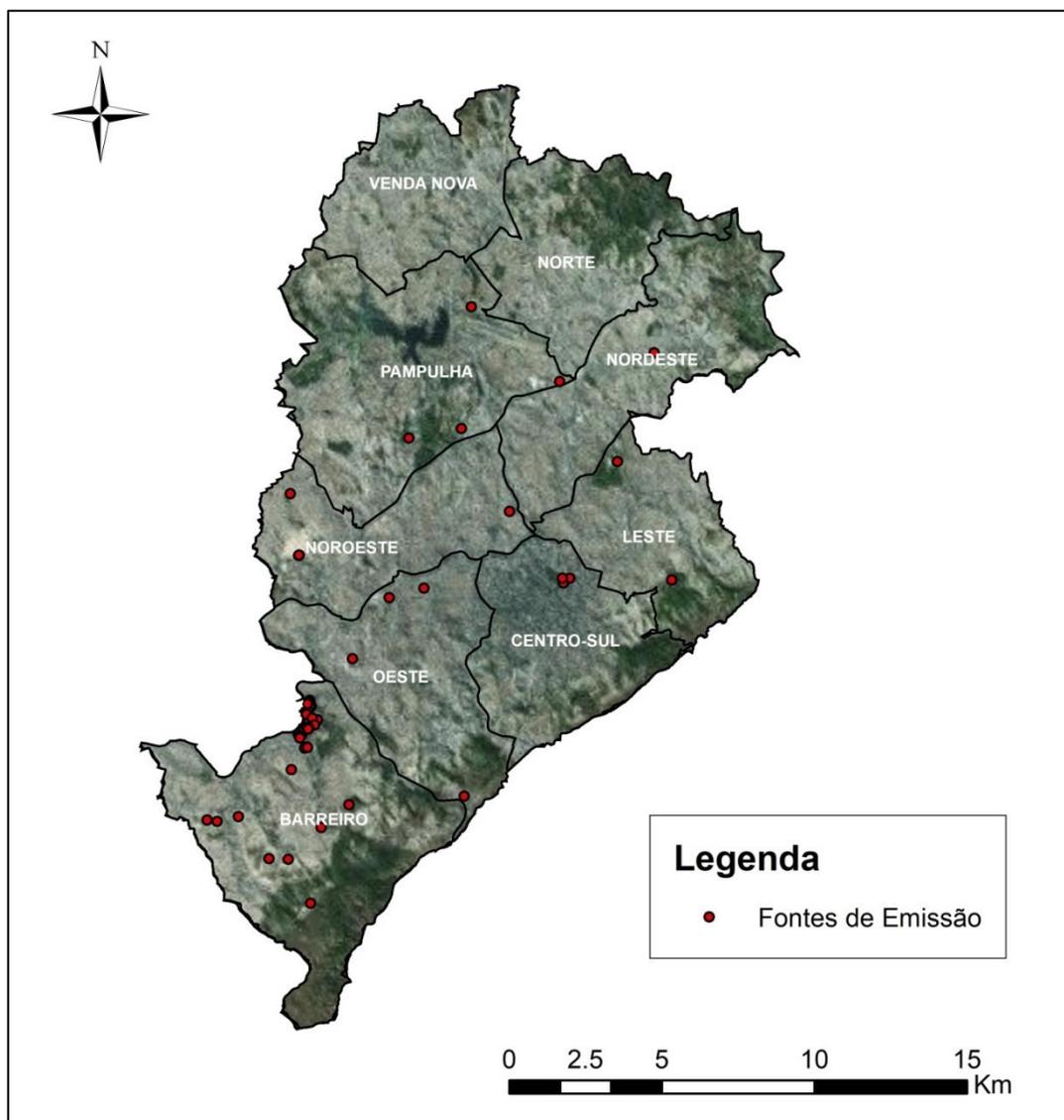
empreendimentos nessa região, nos ramos da indústria alimentícia, de produtos minerais, de produtos químicos, da mineração e metalurgia (IEMA; ECOSOFT, 2011).

Para as demais regiões metropolitanas, as diferenças observadas também podem estar relacionadas à diversidade de atividades industriais de grande impacto desenvolvidas nessas localidades. No inventário da RMRJ, destacaram-se o setor petrolífero (refinaria), os processos de geração de energia e a indústria cerâmica (PIRES, 2005). Na RMS, grande parte das emissões foi proveniente dos três centros industriais da região: o Polo Industrial de Camaçari, que é formado por 60 empresas, das quais 34 são do setor químico e petroquímico; o Centro Industrial de Aratu, que abriga 170 empresas que desenvolvem atividades da indústria química, metalomecânica, madeireira, processadora de alimentos, metalúrgica, farmacêutica, têxtil, de borracha, de artefatos de plástico e outros; e a Refinaria Landolfo Alves (LYRA, 2008). Já na cidade de Curitiba, atividades como a queima de combustíveis para a geração de energia, a indústria metalúrgica, e os processos de pintura e jateamento tiveram grandes contribuições nas taxas de emissão (GRAUER *et al.*, 2013).

3.3.2 Distribuição espacial e temporal das emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte

Em relação à distribuição espacial das fontes fixas identificadas, foi possível verificar que, em termos regionais, a região do Barreiro é a que abriga a maior parte das fontes identificadas (42 fontes, 62,7%) (Figura 3.4). Outro aspecto importante da distribuição espacial é que não foram observadas fontes fixas nas regionais Venda Nova e Norte. Para as demais regiões do município de Belo Horizonte, a distribuição das fontes foi muito próxima, sendo observadas 8 fontes para regional Oeste (10,7%), 6 para a Noroeste (8,0%), 4 para a Sul, Leste e Pampulha (5,3%) e 2 para a regional Nordeste (2,7%).

Figura 3.4 – Localização das fontes de emissão fixas (chaminés) por regionais em Belo Horizonte.

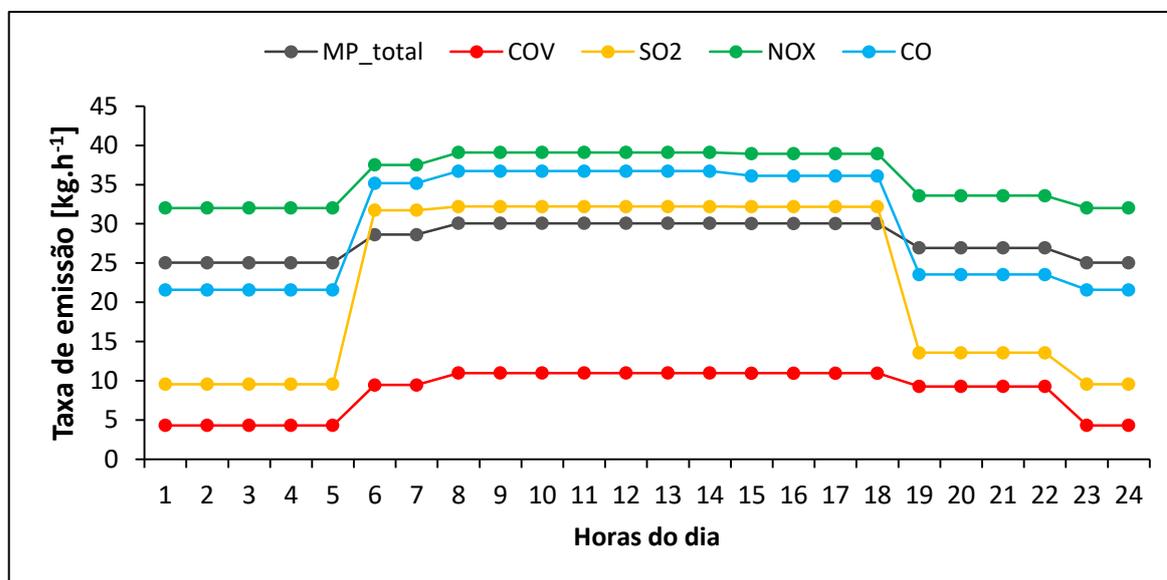


Os perfis temporais das emissões podem ser observados na Figura 3.5. De acordo com os dados coletados, das 75 fontes identificadas, 44 (58,7%) possuem funcionamento contínuo (24 h.dia⁻¹) e as demais (31; 41,3%) possuem diversos padrões de funcionamento, que variaram de 6 a 16 h.dia⁻¹. Em função disso, para os diversos poluentes avaliados, três perfis principais de emissões podem ser observados: um diurno, das 6 às 18h, cujas taxas de emissão observadas foram as maiores; um do fim do dia, das 18 às 22h; e um perfil noturno, das 23 às 5h, cujas taxas de emissão observadas foram as menores.

A partir desses resultados, é possível verificar pequenas diferenças entre os perfis do fim do dia e o noturno. Apesar disso, representativas diferenças podem ser observadas entre os perfis

diurnos e os demais, especialmente para os poluentes SO₂ e CO. Os incrementos nos perfis diurnos para esses poluentes são devidos a diferentes fontes, anteriormente não consideradas nos inventários de emissões, como as caldeiras hospitalares e as lavanderias industriais.

Figura 3.5 – Perfis horários das emissões atmosféricas por fontes fixas em Belo Horizonte.



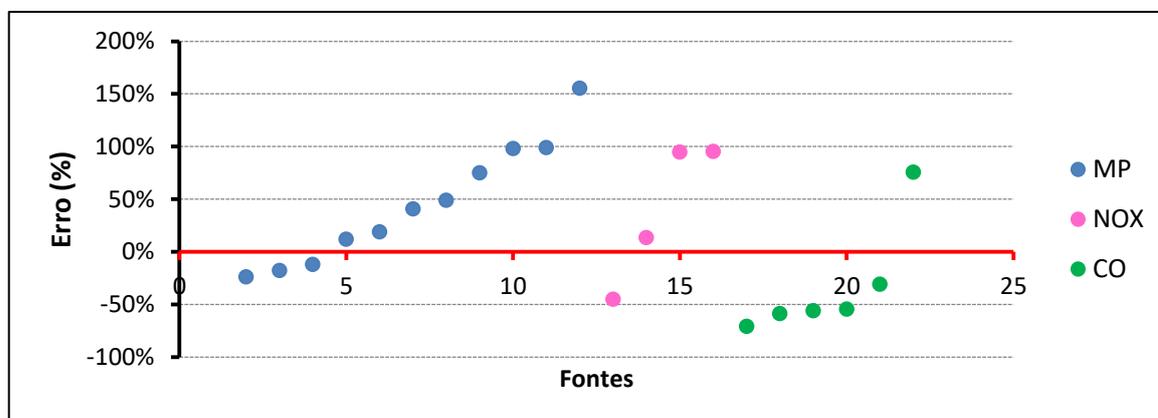
3.3.3 Avaliação de incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão

Considerando o cenário proposto, da comparação entre as taxas de emissão obtidas a partir de dados monitorados e de estimativas em situações que a aplicação dessas duas metodologias era possível, foi obtido um conjunto de 12 dados para o poluente MP, 4 para o NO_x e 6 para o CO. Para os poluentes SO₂ e COV não foi possível proceder a essa análise, uma vez que a maior parte dos dados foi obtida a partir de estimativas. Cabe ainda dizer que os dados obtidos para os poluentes MP, NO_x e CO foram provenientes apenas dos processos de combustão em caldeiras, para os quais foram utilizados somente fatores de emissão da AP-42 (US EPA, 1995), de maneira a se obter uma análise mais consistente relacionada à tipologia das fontes. Nesse sentido, devido à presença de casos isolados, as demais tipologias inventariadas não foram consideradas nesta etapa do trabalho.

Na Figura 3.6 podem ser observados os erros percentuais observados nas estimativas comparativamente aos dados obtidos a partir do monitoramento isocinético. Para os poluentes MP e NO_x, foi verificada, de maneira geral, uma superestimação dos dados, cujos valores

médios foram de 37,2 e 39,7%, respectivamente. Perfil oposto foi observado para o CO, em que uma subestimação média de 32,6% foi observada.

Figura 3.6 – Avaliação do erro percentual observado para os dados estimados relativamente aos dados monitorados



As diferenças observadas entre os dados obtidos a partir do monitoramento isocinético e os estimados a partir dos fatores de emissão podem ser devidas a uma série de diferentes causas. A primeira delas associadas às incertezas inerentes aos fatores de emissão, como já reportado na AP-42 (US EPA, 1995). Outra questão que pode levar à superestimação ou subestimação das emissões é a falta de informações específicas sobre os sistemas de controle utilizados, tais como a existência ou não dos equipamentos de controle (no caso de empreendimentos que não informaram, foi considerada a não existência) e as eficiências de remoção específicas para as partículas e poluentes gasosos. Muitas vezes, devido à falta de conhecimento técnico dos fornecedores das informações, os dados de consumo de combustível, necessários às estimativas de emissões, podem também não corresponder à realidade.

Por meio de análises estatísticas avançadas, como as análises de incerteza pelo método de Monte Carlo, alguns estudos demonstraram as divergências entre dados estimados, a partir de fatores de emissão, e dados reais, a partir do monitoramento contínuo. Frey e Zheng (2002) avaliaram as emissões de NO_x em usinas termelétricas a carvão e verificaram uma incerteza total no inventário variando de -16 a 19%. Essas diferenças foram atribuídas principalmente a um dos diversos grupos tecnológicos relacionados à produção de energia térmica, sugerindo um processo de coleta de dados mais criterioso para se estabelecer equivalência entre os fatores de emissão e a tecnologia utilizada na fonte de emissão.

Pouliot *et al.* (2012) também compararam estimativas a partir dos fatores de emissão da AP-42 com os dados de monitoramento contínuo das emissões de NO_x em uma planta de geração de energia elétrica. De acordo com os dados desses pesquisadores, os fatores de emissão da US EPA foram razoavelmente representativos para algumas fontes, no entanto, os valores apresentados na AP-42 deveriam ser atualizados, já que mais de metade das fontes não foram bem representadas. Para os fatores de emissão da AP-42 para essa tipologia de fonte, foram atribuídas incertezas que variaram de 25 a 92%, cujos maiores valores dentro dessa faixa foram relacionados ao uso dos fatores de emissão de menor qualidade, que são os do tipo D e E.

Frey e Li (2003) avaliando as emissões de diversos poluentes em motores estacionários movidos a gás natural observaram incertezas médias nos fatores de emissão de $\pm 10\%$, mas também variando de -90 até +180%. Segundo esses autores, a ampla gama de incertezas observadas em alguns fatores de emissão enfatiza a importância de reconhecer e explicar as limitações das estimativas de emissões.

Os resultados obtidos no presente estudo para as incertezas geradas devido ao uso dos fatores de emissão, apesar de serem provenientes de um pequeno banco de dados e apresentados de maneira mais genérica, sem um tratamento estatístico avançado, mostram a importância da realização de inventários de emissão de maneira detalhada, segura e com rigor e clareza nas informações. Devem ser sempre priorizados os métodos que trazem dados reais, como o monitoramento contínuo ou os testes paramétricos (monitoramento isocinético) e, somente caso estas informações estejam indisponíveis, fazer estimativas por meio de fatores de emissão. O conhecimento e a clareza sobre as incertezas geradas podem auxiliar na tomada de decisões a respeito de políticas de prevenção e controle da poluição, além de permitir uma melhor compreensão dos resultados obtidos nos modelos de qualidade de ar, já que alguns estudos (BORGE *et al.*, 2008; ALBURQUERQUE, 2010; BORGE *et al.*, 2014; LORIATO, 2015; PEDRUZZI, 2016) atribuem as fragilidades da modelagem à qualidade dos inventários de emissões. Segundo Frey e Zheng (2002), se os erros aleatórios e tendenciosos nos inventários de emissões não são quantificados, eles podem levar a conclusões errôneas sobre os cenários de emissões, na identificação das fontes e na relação entre as emissões e a qualidade do ar.

3.4 Conclusões

A partir das metodologias empregadas, 75 fontes fixas de emissão de poluentes atmosféricos foram identificadas em Belo Horizonte, distribuídas entre 28 empreendimentos. Observou-se que o NO_x , dentre os cinco poluentes avaliados, foi o mais emitido, seguido do CO, MP, SO_2 e o COV, com taxas de emissão de 305, 235, 234, 180 e 63 t.ano^{-1} , respectivamente. Considerando apenas as emissões por fontes fixas e as fontes veiculares, foi observado que para Belo Horizonte mais de 97% das emissões de CO, NO_x e COV são advindas da atividade dos veículos. No caso do SO_2 e do MP, as contribuições da frota veicular foram de 76,3 e 83,9%, respectivamente. Esse cenário foi semelhante ao de outras áreas urbanas no Brasil, como a RMSP, a RMV, a RMS e a cidade de Curitiba. Comparando-se as emissões obtidas no presente estudo com aquelas observadas no inventário publicado em 2003, foram identificadas reduções nas taxas de emissão dos poluentes MP, NO_x e CO, cujos valores percentuais foram de -20,8, -80,0 e -50,0%, respectivamente. Por outro lado, para os poluentes COV e SO_2 , foram constatados aumentos de 112,6 e 687,0%, respectivamente. Em relação à distribuição espacial das fontes, a Regional do Barreiro foi a que apresentou a maior concentração das fontes, principalmente por ser uma região mais industrializada no município. A distribuição temporal mostrou que, de maneira geral, para todos os poluentes, o período que mais contribui para as taxas de emissão é o diurno, relativo ao horário compreendido entre as 6 e 18h. Por fim, a avaliação de incertezas demonstrou que, nos casos avaliados, os poluentes MP e NO_x foram superestimados, em média, em 37,2 e 39,7%, respectivamente, quando comparados aos dados monitorados. Perfil oposto foi observado para o CO, em que uma subestimação média de 32,6% foi observada. O conhecimento e a clareza sobre as incertezas geradas podem auxiliar na tomada de decisões a respeito de políticas de prevenção e controle da poluição, além de permitir uma melhor compreensão dos resultados obtidos nos modelos de qualidade de ar, já que alguns estudos atribuem as fragilidades da modelagem à qualidade dos inventários de emissões.

CAPÍTULO 4

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos e das limitações do presente estudo, como sugestões para trabalhos futuros, citam-se:

- Avaliar as emissões veiculares nas vias de trânsito, especialmente nas áreas mais urbanizadas de Minas Gerais, como a Região Metropolitana de Belo Horizonte, e nas principais rodovias do estado, de maneira a compreender melhor a distribuição espaço-temporal dessas emissões;
- Realizar a especificação química dos principais poluentes emitidos pelos veículos, com base em dados da literatura e em medições de campo, dando subsídios para a aplicação dos inventários nos modelos de qualidade do ar;
- Elaborar o inventário de emissões atmosféricas de material particulado pelo processo de ressuspensão nas vias de tráfego;
- Expandir o inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas para outros municípios da RMBH e regiões industriais do estado de Minas Gerais;
- Avaliar as incertezas associadas ao uso dos fatores de emissão para as estimativas das emissões atmosféricas por fontes fixas com base em um maior banco de dados e em diferentes tipologias de fontes;
- Inventariar outras tipologias de fontes de emissão, como as estações de tratamento de água e esgotos, os aterros sanitários, os aeroportos, as atividades minerárias e outras fontes relacionadas às atividades antrópicas em Belo Horizonte e na RMBH.

REFERÊNCIAS

ABRACICLO. **Anuário da Indústria Brasileira de Duas Rodas 2016**. São Paulo: ABRACICLO, 2016.

ABRANTES, R.; VICENTE DE ASSUNÇÃO, J.; PESQUERO, C. R.; BRUNS, R. E.; NÓBREGA, R. P. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from gasohol and ethanol vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 3, p. 648–654, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Óleo Diesel**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/wwwanp/petroleo-derivados/155-combustiveis/1857-oleo-diesel>>. Acesso em: 20 jan. 2017c.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Resolução nº. 30 de 29 de junho de 2015**. Altera a Resolução ANP nº 40 de 2013, que regula as especificações das gasolinas de uso automotivo. Brasília: ANP, 2015.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Resolução nº. 40 de 25 de outubro de 2013**. Regula as especificações das gasolinas de uso automotivo. Brasília: ANP, 2013a.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Resolução nº. 50 de 23 de dezembro de 2013**. Regulamenta as especificações do óleo diesel de uso rodoviário, contidas no Regulamento Técnico ANP nº 4/2013, e as obrigações quanto ao controle da qualidade a serem atendidas pelos diversos agentes econômicos que comercializam o produto em todo o território nacional. Brasília: ANP, 2013b.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Sistema de levantamento de preços**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/preco/prc/Resumo_Mensal_Index.asp>. Acesso em: 15 jan. 2017a.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Vendas de combustíveis**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/wwwanp/dados-estatisticos/blocos-exploratorios-sob-concessao/63-dados-estatisticos/793-vendas-de-combustiveis>>. Acesso em: 22 jan. 2017b.

ALBUQUERQUE, T. T. A.; ANDRADE, M. F.; YNOUE, R. Y. Characterization of atmospheric aerosols in the city of São Paulo, Brazil: Comparisons between polluted and unpolluted periods. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 2, p. 969–984, 2012.

ALBURQUERQUE, T. T. A. **Formação e transporte das partículas finas inorgânicas em uma atmosfera urbana: o exemplo de São Paulo**. 2010. Tese (Doutorado em Meteorologia). Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. 189p.

ALONSO, M. F.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; FONSECA, R. M.; MARÇAL, V.; PIRRE, M.; KLENNER, L. G. An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 39, p. 5072–5083, 2010.

ALVES, C. A.; LOPES, D. J.; CALVO, A. I.; EVTYUGINA, M.; ROCHA, S.; NUNES, T. Emissions from light-duty diesel and gasoline in-use vehicles measured on chassis dynamometer test cycles. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 15, n. 1, p. 99–116, 2015.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; MORENO, T.; FURGER, M.; PEY, J.; ALASTUEY, A.; BUKOWIECKI, N.; PREVOT, A. S. H.; BALTENSPERGER, U.; QUEROL, X. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 37, p. 6777–6787, 2011.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; VIANA, M.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; MORENO, T. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 9, p. 1650–1659, 2009.

ANDRADE, M. F.; KUMAR, P.; FREITAS, E. D.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L. D.; NOGUEIRA, T.; PEREZ-MARTINEZ, P.; MIRANDA, R. M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F. L. T.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66–82, 2017.

ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 5, n. 1, p. 79–88, 2012.

ANFAVEA. **Anuário da Indústria Automobilística Brasileira 2016**. São Paulo: ANFAVEA, 2016.

ARAÚJO, I. B. **Quantificação, espacialização e especificação das emissões atmosféricas de origem veicular na Região Metropolitana da Grande Vitória**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016. 125p.

ARYA, S. P. **Air pollution meteorology and dispersion**. New York: Oxford University Press, 1999.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES PÚBLICOS - ANTP. **Sistema de Informações da Mobilidade Urbana: Relatório Geral 2014**. São Paulo: ANTP, 2016.

BAIDYA, S.; BORKEN-KLEEFELD, J. Atmospheric emissions from road transportation in India. **Energy Policy**, v. 37, n. 10, p. 3812–3822, 2009.

BALES, M. P.; SILVA, S. R. **Estudo comparativo entre bases de dados de frota do Estado de São Paulo para o cálculo das estimativas de emissões veiculares**. São Paulo: CETESB, 2014.

BALES, M. P.; SILVA, S. R.; HONÓRIO, R. M. **Metodologia de inventário de evaporação de combustível no abastecimento de veículos leves do ciclo Otto**. São Paulo: CETESB, 2015.

BHANARKAR, A. D.; RAO, P. S.; GAJGHATE, D. G.; NEMA, P. Inventory of SO₂, PM and toxic metals emissions from industrial sources in Greater Mumbai, India. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 21, p. 3851–3864, 2005.

BIESER, J.; AULINGER, A.; MATTHIAS, V.; QUANTE, M.; BUILTJES, P. SMOKE for Europe – adaptation, modification and evaluation of a comprehensive emission model for Europe. **Geoscientific Model Development Discussions**, v. 3, n. 3, p. 949–1007, 2010.

BORGE, R.; LUMBRERAS, J.; PÉREZ, J.; DE LA PAZ, D.; VEDRENNE, M.; DE ANDRÉS, J. M.; RODRÍGUEZ, M. E. Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 466–467, p. 809–819, 2014.

BORGE, R.; LUMBRERAS, J.; RODRÍGUEZ, E. Development of a high-resolution emission inventory for Spain using the SMOKE modelling system: A case study for the years 2000 and 2010. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 8, p. 1026–1044, 2008.

BOUBEL, R. W.; FOX, D. L.; TURNER, D. B.; STERN, A. C. **Fundamentals of air pollution**. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 1994. 574p.

BRASIL. **Resolução nº. 03 de 28 de junho de 1990 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Define os padrões de qualidade do ar nacionais. Brasília: CONAMA, 1990.

BRASIL. **Resolução nº. 05 de 15 de junho de 1989 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Institui o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR. Brasília: CONAMA, 1989.

BRASIL. **Resolução nº. 1 de 4 de março de 2015 do Conselho Interministerial do Açúcar e do Álcool**. Recomenda a fixação do percentual obrigatório de adição de etanol anidro combustível à gasolina. Brasília: CIMA, 2015.

BRASIL. **Resolução nº. 18 de 06 de maio de 1986 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE. Brasília: CONAMA, 1986.

BRASIL. **Resolução nº. 297 de 26 de fevereiro de 2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. Brasília: CONAMA, 2002.

BRASIL. **Resolução nº. 382 de 26 de dezembro de 2006 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Brasília: CONAMA, 2006.

BRASIL. **Resolução nº. 436 de 22 de dezembro de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. Brasília: CONAMA, 2011.

BRITO, J.; RIZZO, L. V.; HERCKES, P.; VASCONCELLOS, P. C.; CAUMO, S. E. S.; FORNARO, A.; YNOUE, R. Y.; ARTAXO, P.; ANDRADE, M. F. Physical–chemical characterisation of the particulate matter inside two road tunnels in the São Paulo Metropolitan Area. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 24, p. 12199–12213, 2013.

CARVALHO, V. S. B.; FREITAS, E. D.; MARTINS, L. D.; MARTINS, J. A.; MAZZOLI, C. R.; ANDRADE, M. F. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science & Policy**, v. 47, p. 68–79, 2015.

CHAN, D.; STACHOWIAK, G. W. Review of automotive brake friction materials. **Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering**, v. 218, n. 9, p. 953–966, 2004.

CHIN, J.-Y.; BATTERMAN, S. A. VOC composition of current motor vehicle fuels and vapors, and collinearity analyses for receptor modeling. **Chemosphere**, v. 86, n. 9, p. 951–958, 10 mar. 2012.

COELHO, M. C.; FONTES, T.; BANDEIRA, J. M.; PEREIRA, S. R.; TCHEPEL, O.; DIAS, D.; SÁ, E.; AMORIM, J. H.; BORREGO, C. Assessment of potential improvements on regional air quality modelling related with implementation of a detailed methodology for traffic emission estimation. **Science of the Total Environment**, v. 470–471, p. 127–137, 2014.

COHEN, A. J.; ANDERSON, H. R.; OSTRO, B.; PANDEY, K. D.; KRZYKANOWSKI, M.; KÜNZLI, N.; GUTSCHMIDT, K.; POPE, A.; ROMIEU, I.; SAMET, J. M.; SMITH, K. The global burden of disease due to outdoor air pollution. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A**, v. 68, n. 13–14, p. 1301–1307, 2005.

COHEN, A. J.; BRAUER, M.; BURNETT, R.; ANDERSON, H. R.; FROSTAD, J.; ESTEP, K.; BALAKRISHNAN, K.; BRUNEKREEF, B.; DANDONA, L.; DANDONA, R.; FEIGIN, V.; FREEDMAN, G.; HUBBELL, B.; JOBLING, A.; KAN, H.; KNIBBS, L.; LIU, Y.; MARTIN, R.; MORAWSKA, L.; POPE, C. A.; SHIN, H.; STRAIF, K.; SHADDICK, G.; THOMAS, M.; VAN DINGENEN, R.; VAN DONKELAAR, A.; VOS, T.; MURRAY, C. J. L.; FOROUZANFAR, M. H. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**, v. 389, n. 10082, p. 1907–1918, 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2011**. São Paulo: CETESB, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2012**. São Paulo: CETESB, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2013**. São Paulo: CETESB, 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2014**. São Paulo: CETESB, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2015**. São Paulo: CETESB, 2016b.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2016**. São Paulo: CETESB, 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2015**. São Paulo: CETESB, 2016a.

COSTA, M.; BALDASANO, J. M. Development of a source emission model for atmospheric pollutants in the Barcelona area. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 2, p. 309–318, 1996.

CUI, M.; CHEN, Y.; FENG, Y.; LI, C.; ZHENG, J.; TIAN, C.; YAN, C.; ZHENG, M. Measurement of PM and its chemical composition in real-world emissions from non-road and on-road diesel vehicles. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 11, p. 6779–6795, 2017.

CUI, M.; CHEN, Y.; TIAN, C.; ZHANG, F.; YAN, C.; ZHENG, M. Chemical composition of PM_{2.5} from two tunnels with different vehicular fleet characteristics. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 123–132, 2016.

DAVIS, S. C.; WILLIAMS, S. E.; BOUNDY, R. G. **Transportation energy data book**. 36. ed. Oak Ridge: Oak Ridge National Laboratory; U.S Department of Energy, 2017.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). **Dados estatísticos – Frota veicular**. 2016. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>>. Acesso em 09 de setembro de 2016.

DERWENT, D.; FRASER, A.; ABBOTT, J.; JENKIN, M.; WILLIS, P.; MURRELLS, T. Evaluating the Performance of Air Quality Models. **Department for Environment Food & Rural Affairs**, n. 3, p. 73, 2010.

DOMINUTTI, P. A.; NOGUEIRA, T.; BORBON, A.; ANDRADE, M. de F.; FORNARO, A. One-year of NMHCs hourly observations in São Paulo megacity: meteorological and traffic emissions effects in a large ethanol burning context. **Atmospheric Environment**, v. 142, p. 371–382, 2016.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY - EEA. **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY - EEA. **National Emission Ceilings Directive emissions data viewer**. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/necd-directive-data-viewer>>. Acesso em: 3 jan. 2018.

FREITAS, C. U.; JUNGER, W.; LEON, A. P.; GRIMALDI, R.; SILVA, M. A. F. R.; GOUVEIA, N. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 22, n. 3, p. 445–454, 2013.

FREY, H. C.; LI, S. Methods for quantifying variability and uncertainty in AP-42 emission factors: case studies for natural gas-fueled engines. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 53, n. 12, p. 1436–47, 2003.

FREY, H. C.; ZHENG, J. Quantification of Variability and Uncertainty in Air Pollutant Emission Inventories: Method and Case Study for Utility NO_x Emissions. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 52, n. 9, p. 1083–1095, 2002.

FU, X.; WANG, S.; ZHAO, B.; XING, J.; CHENG, Z.; LIU, H.; HAO, J. Emission inventory of primary pollutants and chemical speciation in 2010 for the Yangtze River Delta region, China. **Atmospheric Environment**, v. 70, p. 39–50, 2013.

FUNDAÇÃO COPPETEC. **Inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: COPPE UFRJ, 2011.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUÍS ROESSLER - FEPAM. **1º Inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2010.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. **Inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto da rede otimizada de monitoramento atmosférico para a Região Metropolitana de Belo Horizonte, eixo Belo Horizonte - Contagem - Betim**. Belo Horizonte: FEAM, 2003.

GALLARDO, L.; ESCRIBANO, J.; DAWIDOWSKI, L.; ROJAS, N.; ANDRADE, M. F.; OSSES, M. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 12–19, 2012.

GOLDEMBERG, J.; NIGRO, F. E. B.; COELHO, S. T. **Bioenergia no estado de São Paulo: situação atual, perspectivas, barreiras e propostas**. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2008.

GONZÁLEZ, C. M.; GÓMEZ, C. D.; ROJAS, N. Y.; ACEVEDO, H.; ARISTIZÁBAL, B. H. Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. **Atmospheric Environment**, v. 152, p. 279–289, 2017.

GOVERNMENT OF CANADA. **Air Pollutant Emissions Inventory: overview**. Disponível em: <<https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/pollutants/air-emissions-inventory-overview.html%0A>>. Acesso em: 3 jan. 2018.

GRAUER, A.; MALHEIROS, A. L.; NOCKO, H. R.; PAIM, J. B.; SOUZA, B. **Inventário estadual de emissões atmosféricas de poluentes (MP, CO, NOx, SOx) e proposta para revisão e ampliação da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar do estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2013.

GRIGORATOS, T.; MARTINI, G. Brake wear particle emissions: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 2491–2504, 2015.

HARRISON, R. M.; JONES, A. M.; GIETL, J.; YIN, J.; GREEN, D. C. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 12, p. 6523–6529, 2012.

HETEM, I. G.; ANDRADE, M. de F. Characterization of fine particulate matter emitted from the resuspension of road and pavement dust in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil. **Atmosphere**, v. 7, n. 3, 2016.

HO, B. Q.; CLAPPIER, A. Road traffic emission inventory for air quality modelling and to evaluate the abatement strategies: A case of Ho Chi Minh City, Vietnam. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 21, p. 3584–3593, 2011.

HUO, H.; ZHANG, Q.; HE, K.; YAO, Z.; WANG, X.; ZHENG, B.; STREETS, D. G.; WANG, Q.; DING, Y. Modeling vehicle emissions in different types of Chinese cities: Importance of vehicle fleet and local features. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2954–2960, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Dados estatísticos - Minas Gerais e Belo Horizonte**. 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=310620>>. Acesso em 03 de novembro de 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Dados estatísticos - Minas Gerais e Belo Horizonte**. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em 09 de setembro de 2017.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA); ECOSOFT. **Inventário de emissões atmosféricas da Região da Grande Vitória**. Vitória: ECOSOFT, 2011.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 30 out. 2016.

JONES, A. M.; HARRISON, R. M. Interpretation of particulate elemental and organic carbon concentrations at rural, urban and kerbside sites. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 37, p. 7114–7126, 2005.

JONES, L.; SMITH, H.; CLAXTON, R.; THISTLETHWAITE, G. **Air Quality Pollutant Inventories for England, Scotland, Wales and Northern Ireland : 1990 – 2015**. London: Ricardo Energy & Environment, 2017.

KAWASHIMA, A. B. **Desenvolvimento de um inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas para o Brasil**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015. 106p.

KETZEL, M.; OMSTEDT, G.; JOHANSSON, C.; DURING, I.; POHJOLA, M.; OETTL, D.; GIDHAGEN, L.; WAHLIN, P.; LOHMEYER, A.; HAAKANA, M.; BERKOWICZ, R. Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 40, p. 9370–9385, 2007.

KIM, S.; MOON, N.; BYUN, D. W. Korea emissions inventory processing using the US EPA's smoke system. **Asian Journal of Atmospheric Environment**, v. 2, n. 1, p. 34–46, 2008.

KUMAR, P.; DE FATIMA ANDRADE, M.; YNOUE, R. Y.; FORNARO, A.; DE FREITAS, E. D.; MARTINS, J.; MARTINS, L. D.; ALBUQUERQUE, T.; ZHANG, Y.; MORAWSKA, L. New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo. **Atmospheric Environment**, v. 140, p. 364–369, 2016.

KUMAR, P.; PIRJOLA, L.; KETZEL, M.; HARRISON, R. M. Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources - A review. **Atmospheric Environment**, v. 67, p. 252–277, 2013.

LANG, J.; CHENG, S.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; WANG, G. Air pollutant emissions from on-road vehicles in China, 1999-2011. **Science of the Total Environment**, v. 496, p. 1–10, 2014.

- LANG, J.; ZHOU, Y.; CHENG, S.; ZHANG, Y.; DONG, M.; LI, S.; WANG, G.; ZHANG, Y. Unregulated pollutant emissions from on-road vehicles in China, 1999–2014. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 974–984, 2016.
- LAWRENCE, S.; SOKHI, R.; RAVINDRA, K. Quantification of vehicle fleet PM10 particulate matter emission factors from exhaust and non-exhaust sources using tunnel measurement techniques. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 419–428, 2016.
- LAWRENCE, S.; SOKHI, R.; RAVINDRA, K.; MAO, H.; PRAIN, H. D.; BULL, I. D. Source apportionment of traffic emissions of particulate matter using tunnel measurements. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 548–557, 2013.
- LIMA, F. D. M. **Quantificação e caracterização físico-química do material particulado fino (MP_{2,5}): queima de biomassa em fornos de pizzaria na cidade de São Paulo**. 2015. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade). Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. 143p.
- LORIATO, A. G. **Estudo do transporte atmosférico de MP10 e SO2 com os modelos WRF/CMAQ em regiões costeiras urbanas**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015. 257p.
- LYRA, D. G. P. **Modelo integrado de gestão da qualidade do ar da Região Metropolitana de Salvador**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008. 255p.
- MARTINS, C. R.; ANDRADE, J. B. Química atmosférica do enxofre (IV): Emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. **Química Nova**, v. 25, n. 2, p. 259–272, 2002.
- MARTINS, L. D.; ANDRADE, M. D. F.; YNOUE, R. Y.; ALBUQUERQUE, É. L.; TOMAZ, E.; VASCONCELLOS, P. D. C. Ambient volatile organic compounds in the Megacity of São Paulo. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 2009–2013, 2008.
- MELLIOS, G.; NTZIACHRISTOS, L. Gasoline evaporation from vehicles. In: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016. p. 1–34.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa nº. 187 de 19 de setembro de 2013 do Conselho Estadual de Política Ambiental**. Estabelece condições e limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Belo Horizonte: COPAM, 2013.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa nº. 74 de 9 de setembro de 2004 do Conselho Estadual de Política Ambiental**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de autorização ambiental de funcionamento ou de licenciamento ambiental no nível estadual e dá outras providências. Belo Horizonte: COPAM, 2004.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**. Brasília: MMA, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários - 2013**. Brasília: MMA, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR**. 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163.pdf>. Acesso em 19 de maio de 2016.

MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Urban air pollution: A representative survey of PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 5, n. 1, p. 63–77, 2012.

MOURA, I. F. S. **Avaliação de MP10 na Região Metropolitana de Belo Horizonte**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares). Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. 144p., 2016.

NOGUEIRA, T.; DE SOUZA, K. F.; FORNARO, A.; ANDRADE, M. de F.; DE CARVALHO, L. R. F. On-road emissions of carbonyls from vehicles powered by biofuel blends in traffic tunnels in the Metropolitan Area of Sao Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 108, p. 88–97, 2015.

NOGUEIRA, T.; DOMINUTTI, P. A.; DE CARVALHO, L. R. F.; FORNARO, A.; ANDRADE, M. D. F. Formaldehyde and acetaldehyde measurements in urban atmosphere impacted by the use of ethanol biofuel: Metropolitan Area of Sao Paulo (MASP), 2012-2013. **Fuel**, v. 134, p. 505–513, 2014.

NOGUEIRA, T.; DOMINUTTI, P. A.; FORNARO, A.; DE FATIMA ANDRADE, M. Seasonal trends of formaldehyde and acetaldehyde in the megacity of São Paulo. **Atmosphere**, v. 8, n. 8, 2017.

NTZIACHRISTOS, L.; BOULTER, P. Road transport: automobile tyre and brake wear and road abrasion. In: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016. p. 1–32.

NTZIACHRISTOS, L.; NING, Z.; GELLER, M. D.; SHEESLEY, R. J.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Fine, ultrafine and nanoparticle trace element compositions near a major freeway with a high heavy-duty diesel fraction. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 27, p. 5684–5696, 2007.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. EEA Guidebook for Emissions from Road Transport. In: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016. p. 1–153.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. In: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2017. p. 1–140.

OSSÉS DE EICKER, M.; ZAH, R.; TRIVIÑO, R.; HURNI, H. Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 7, p. 1491–1502, 2008.

PACHECO, M. T.; PARMIGIANI, M. M. M.; DE FATIMA ANDRADE, M.; MORAWSKA, L.; KUMAR, P. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. **Journal of Transport & Health**, v. 4, p. 53–72, 2017.

PANT, P.; HARRISON, R. M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 78–97, 2013.

PEDRUZZI, R. **Avaliação de Desempenho de Modelo Fotoquímico CMAQ Utilizando diferentes Condições de Contorno em uma Região Urbana e Industrializada**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016. 132p., 2016.

PERO, V.; STEFANELLI, V. A questão da mobilidade urbana nas metrópoles brasileiras. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 19, n. 3, p. 366–402, 2015.

PIRES, D. O. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2005. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). Programa de Pós-graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. 194p.

POLICARPO, N. A.; SILVA, C.; LOPES, T. F. A.; ARAÚJO, R. S.; CAVALCANTE, F. S. Á.; PITOMBO, C. S.; OLIVEIRA, M. L. M. Road vehicle emission inventory of a Brazilian metropolitan area and insights for other emerging economies. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 58, p. 172–185, 2018.

POULIOT, G.; WISNER, E.; MOBLEY, D.; HUNT, W. Quantification of emission factor uncertainty. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 62, n. 3, p. 287–298, 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPO GRANDE. **Inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários de Campo Grande**. Disponível em: <<https://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/wp-content/uploads/sites/24/2017/02/20121228161018.pdf>>. Acesso em 27 de setembro de 2016.

QIU, P.; TIAN, H.; ZHU, C.; LIU, K.; GAO, J.; ZHOU, J. An elaborate high resolution emission inventory of primary air pollutants for the Central Plain Urban Agglomeration of China. **Atmospheric Environment**, v. 86, p. 93–101, 2014.

RADICCHI, A. L. A. A poluição na bacia aérea da região metropolitana de Belo Horizonte e sua repercussão na saúde da população. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 29, n. 1, p. 195–198, 2012.

RIGHI, S.; FARINA, F.; MARINELLO, S.; ANDRETTA, M.; LUCIALLI, P.; POLLINI, E. Development and evaluation of emission disaggregation models for the spatial distribution of non-industrial combustion atmospheric pollutants. **Atmospheric Environment**, v. 79, p. 85–92, 2013.

ROBERT, M. A.; KLEEMAN, M. J.; JAKOBER, C. A. Size and Composition Distributions of Particulate Matter Emissions: Part 2—Heavy-Duty Diesel Vehicles. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 57, n. 12, p. 1429–1438, 2007a.

ROBERT, M. A.; VANBERGEN, S.; KLEEMAN, M. J.; JAKOBER, C. A. Size and composition distributions of particulate matter emissions: Part 1 - Light-duty gasoline vehicles. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 57, n. 12, p. 1414–1428, 2007b.

RODRIGUES, M. C.; GUARIEIRO, L. L. N.; CARDOSO, M. P.; CARVALHO, L. S.; DA ROCHA, G. O.; DE ANDRADE, J. B. Acetaldehyde and formaldehyde concentrations from sites impacted by heavy-duty diesel vehicles and their correlation with the fuel composition: Diesel and diesel/biodiesel blends. **Fuel**, v. 92, n. 1, p. 258–263, 2012.

SADAVARTE, P.; VENKATARAMAN, C. Trends in multi-pollutant emissions from a technology-linked inventory for India: I. Industry and transport sectors. **Atmospheric Environment**, v. 99, n. 2014, p. 353–364, 2014.

SALAMEH, T.; AFIF, C.; SAUVAGE, S.; BORBON, A.; LOCOGE, N. Speciation of non-methane hydrocarbons (NMHCs) from anthropogenic sources in Beirut, Lebanon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 18, p. 10867–10877, 2014.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, L. D.; ASTOLFO, R.; MIRANDA, R. M.; FREITAS, E. D.; BORGES, A. S.; FORNARO, A.; FREITAS, H.; MOREIRA, A.; ANDRADE, M. F. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 149, n. 1–4, p. 241–249, 2009.

SARATHY, S. M.; OSSWAL, P.; HANSEN, N.; KOHSE-HÖINGHAUS, K. Alcohol combustion chemistry. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 44, p. 40–102, 2014.

SILVA, M. F.; ASSUNÇÃO, J. V.; ANDRADE, M. F.; PESQUERO, C. R. Characterization of metal and trace element contents of particulate matter (PM10) emitted by vehicles running on Brazilian fuels—hydrated ethanol and gasoline with 22% of anhydrous ethanol. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues**, v. 73, n. 13–14, p. 901–909, 2010.

SILVA-NETO, C. M.; CARNEIRO, V. A.; SILVA, F. S.; PEREIRA, L. S.; GONÇALVES, B. B. Emissões atmosféricas por chaminés industriais nas Mesorregiões Leste, Centro e Sul do estado de Goiás (Brasil). **Revista Mirante**, v. 8, n. 1, p. 169–184, 2015.

SINDIPEÇAS. Relatório da frota circulante de 2016. Disponível em: <<http://www.sindipecas.org.br/area-atuacao/?co=s&a=frota-circulante>>. Acesso em 25 de agosto de 2016.

SISTEMA INTEGRADO DA INFORMAÇÃO AMBIENTAL (SIAM). **Informações ambientais de empreendimentos licenciados no estado de Minas Gerais**. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/siam/processo/index.jsp>>. Acesso em 03 de janeiro de 2017.

SONG, F.; GAO, Y. Size distributions of trace elements associated with ambient particular matter in the affinity of a major highway in the New Jersey-New York metropolitan area. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 37, p. 6714–6723, 2011.

- SOUZA, C. D. R.; SILVA, S. D.; SILVA, M. A. V.; D'AGOSTO, M. A.; BARBOZA, A. P. Inventory of conventional air pollutants emissions from road transportation for the state of Rio de Janeiro. **Energy Policy**, v. 53, n. 2013, p. 125–35, 2013.
- SUAREZ-BERTOIA, R.; ZARDINI, A. A.; KEUKEN, H.; ASTORGA, C. Impact of ethanol containing gasoline blends on emissions from a flex-fuel vehicle tested over the Worldwide Harmonized Light duty Test Cycle (WLTC). **Fuel**, v. 143, p. 173–182, 2015.
- TANG, G.; CHAO, N.; WANG, Y.; CHEN, J. Vehicular emissions in China in 2006 and 2010. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 48, p. 179–192, 2016.
- TEIXEIRA, E. C.; FELTES, S.; SANTANA, E. R. R. Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Química Nova**, v. 31, n. 2, p. 244–248, 2008.
- THORPE, A.; HARRISON, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1–3, p. 270–282, 2008.
- UEDA, A. C.; TOMAZ, E. Inventário de emissão de fontes veiculares da região metropolitana de campinas, São Paulo. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1496–1500, 2011.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Air Pollutant Emissions Trends Data**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/air-pollutant-emissions-trends-data>>. Acesso em: 3 jan. 2018.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Volume I: Stationary Point and Area Sources. AP 42**. 5th. ed. Durham: US EPA, 1995.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Handbook for Criteria Pollutant Inventory Development : A Beginner ' s Guide for Point and Area**. Washington, D.C.: US EPA, 1999.
- VALLACK, H.; RYPDAL, K. **The Global Atmospheric Pollution Forum Air Pollutant Emission Inventory Manual**. 5th. ed. York: BOC foundation, U.S. Environment Protection Agency (EPA), Swedish International Development Cooperation Agency (SIDA), 2012.
- VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. 5th ed. San Diego: Academic Press, 2014.
- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A.; ROJAS, A. L. P. Evaluation of an emission inventory and air pollution in the Metropolitan Area of Buenos Aires. **Air Quality-Models and Applications**, p. 261–289, 2011.
- VENTURA, L. M. B.; PINTO, F. O. **Inventário de emissões de fontes veiculares: Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: INEA, 2016.
- VICENTINI, P. C. **Metodologia para o inventário de emissões evaporativas provenientes do sistema de alimentação de combustíveis de veículos do ciclo Otto: desempenho de produtos em motores**. Rio de Janeiro: PETROBRAS, 2010.

- VIVANCO, M. G.; ANDRADE, M. F. Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NO_x and on a photochemical model. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 7, p. 1189–1198, 2006.
- WANG, S.; ZHENG, J.; FU, F.; YIN, S.; ZHONG, L. Development of an emission processing system for the Pearl River Delta Regional air quality modeling using the SMOKE model: Methodology and evaluation. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 29, p. 5079–5089, 2011.
- WILD, R. J.; DUBÉ, W. P.; AIKIN, K. C.; EILERMAN, S. J.; NEUMAN, J. A.; PEISCHL, J.; RYERSON, T. B.; BROWN, S. S. On-road measurements of vehicle NO₂/NO_x emission ratios in Denver, Colorado, USA. **Atmospheric Environment**, v. 148, n. 2, p. 182–189, 2017.
- WORLD ENERGY COUNCIL. **Global Transport Scenarios 2050**. London: World Energy Council, 2011.
- WORLD ENERGY COUNCIL. **World Energy Resources: Bioenergy 2016**. London: World Energy Council, 2016.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide**. Copenhagen: World Health Organization, 2006. 496p.
- WU, B.; SHEN, X.; CAO, X.; YAO, Z.; WU, Y. Characterization of the chemical composition of PM_{2.5} emitted from on-road China III and China IV diesel trucks in Beijing, China. **Science of the Total Environment**, v. 551–552, p. 579–589, 2016.
- ZHANG, Y.; WANG, X.; LI, G.; YANG, W.; HUANG, Z.; ZHANG, Z.; HUANG, X.; DENG, W.; LIU, T.; HUANG, Z.; ZHANG, Z. Emission factors of fine particles, carbonaceous aerosols and traces gases from road vehicles: Recent tests in an urban tunnel in the Pearl River Delta, China. **Atmospheric Environment**, v. 122, p. 876–884, 2015.
- ZHOU, Y.; CHENG, S.; CHEN, D.; LANG, J.; ZHAO, B.; WEI, W. A new statistical approach for establishing high-resolution emission inventory of primary gaseous air pollutants. **Atmospheric Environment**, v. 94, p. 392–401, 2014.

ANEXOS

Anexo I – Fator de segregação para veículos pesados (CETESB, 2016b).

Ano	Caminhões					Ônibus		
	Semileves	Leves	Médios	Semipesados	Pesados	Urbano	Micro-ônibus	Rodoviário
1976	0,1937	0,452	0,2076	0,0734	0,0734	0,5876	0,043	0,3694
1977	0,212	0,4946	0,1802	0,0566	0,0566	0,564	0,0519	0,3841
1978	0,2131	0,4972	0,2035	0,0431	0,0431	0,6067	0,0496	0,3437
1979	0,154	0,3592	0,402	0,0424	0,0424	0,5818	0,0791	0,3391
1980	0,2078	0,4849	0,2076	0,0499	0,0499	0,5473	0,0684	0,3843
1981	0,183	0,4271	0,2893	0,0503	0,0503	0,4472	0,131	0,4219
1982	0,1856	0,4332	0,266	0,0576	0,0576	0,4432	0,0667	0,4901
1983	0,1811	0,4226	0,2582	0,0691	0,0691	0,3939	0,0535	0,5526
1984	0,1826	0,4262	0,2505	0,0704	0,0704	0,4569	0,0803	0,4628
1985	0,1769	0,4128	0,2723	0,069	0,069	0,5796	0,0521	0,3684
1986	0,1656	0,3863	0,306	0,071	0,071	0,4836	0,0674	0,449
1987	0,1473	0,3437	0,347	0,081	0,081	0,4589	0,0795	0,4616
1988	0,1428	0,3333	0,34	0,0919	0,0919	0,536	0,0531	0,4109
1989	0,1429	0,3335	0,3237	0,0999	0,0999	0,5181	0,0633	0,4186
1990	0,1427	0,333	0,2931	0,1156	0,1156	0,4907	0,049	0,4603
1991	0,1473	0,3437	0,2819	0,1136	0,1136	0,5715	0,0403	0,3881
1992	0,1184	0,2762	0,2772	0,1641	0,1641	0,5991	0,0269	0,374
1993	0,1101	0,2568	0,2682	0,1825	0,1825	0,6452	0,0315	0,3233
1994	0,1113	0,2598	0,2681	0,1804	0,1804	0,6467	0,0227	0,3305
1995	0,1133	0,2643	0,2999	0,1613	0,1613	0,6308	0,0294	0,3398
1996	0,1097	0,256	0,3035	0,1654	0,1654	0,7296	0,0297	0,2407
1997	0,107	0,2496	0,3096	0,1669	0,1669	0,6612	0,0773	0,2615
1998	0,1087	0,2537	0,3303	0,1536	0,1536	0,6762	0,0816	0,2423
1999	0,1273	0,297	0,3066	0,1346	0,1346	0,6103	0,0988	0,2909
2000	0,1252	0,2921	0,2751	0,1538	0,1538	0,4883	0,1847	0,327
2001	0,1297	0,3026	0,1542	0,2068	0,2068	0,5211	0,175	0,3039
2002	0,1109	0,2949	0,1504	0,2319	0,2121	0,5567	0,1849	0,2584
2003	0,0886	0,2691	0,128	0,2547	0,2596	0,5472	0,2062	0,2465
2004	0,0913	0,2426	0,1041	0,2694	0,2926	0,5267	0,1753	0,298
2005	0,0969	0,2471	0,1052	0,2891	0,2618	0,5762	0,1546	0,2692
2006	0,1022	0,2535	0,1251	0,2677	0,2515	0,5615	0,1744	0,2641
2007	0,0862	0,229	0,1141	0,2911	0,2796	0,5949	0,1437	0,2614
2008	0,0734	0,2075	0,0972	0,305	0,3169	0,6209	0,1342	0,2448
2009	0,0608	0,2348	0,1047	0,3165	0,2833	0,6603	0,1473	0,1924
2010	0,0464	0,2177	0,0899	0,3169	0,3291	0,6412	0,1468	0,212
2011	0,0459	0,2251	0,0843	0,3351	0,3096	0,6481	0,1428	0,2091
2012	0,0379	0,2219	0,0795	0,3156	0,3451	0,6457	0,1507	0,2036
2013	0,0286	0,1914	0,0765	0,2959	0,4075	0,6164	0,1491	0,2345
2014	0,0184	0,2022	0,0843	0,3211	0,374	0,5972	0,1273	0,2756
2015	0,0351	0,2628	0,0835	0,3091	0,3095	0,5433	0,1304	0,3263

Anexo II – Valores de intensidade de uso de referência (km.ano⁻¹) adotados no inventário.
Adaptado de MMA (2014).

Anos de uso	Automóveis / Comerciais Leves - Otto	Comerciais Leves - Diesel	Motocicletas	Ônibus Urbanos e Micro-ônibus	Ônibus Rodoviários	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Pesados
39	2.000	10.000	2.000	-	40.181	10.000	15.400	59.851
38	2.000	10.000	2.000	-	42.179	10.000	16.800	61.339
37	2.000	10.000	2.000	-	44.177	10.000	18.200	62.828
36	2.000	10.000	2.000	-	46.175	10.000	19.600	64.316
35	2.000	10.000	2.000	-	48.172	10.000	21.000	65.805
34	2.000	10.000	2.000	-	50.170	10.000	22.400	67.293
33	2.000	10.000	2.000	-	52.168	10.000	23.800	68.782
32	2.000	10.000	2.000	-	54.166	10.000	25.200	70.270
31	2.000	10.000	2.000	-	56.163	10.000	26.600	71.759
30	2.000	10.000	2.000	-	58.161	10.000	28.000	73.248
29	2.600	10.000	2.000	-	60.159	10.000	29.400	74.736
28	3.200	10.000	2.000	-	62.156	10.000	30.800	76.225
27	3.800	10.000	2.000	-	64.154	10.000	32.200	77.713
26	4.400	10.000	2.000	-	66.152	10.000	33.600	79.202
25	5.000	10.000	2.000	3.223	68.150	10.000	35.000	80.690
24	5.600	10.400	2.400	6.774	70.147	10.000	36.400	82.179
23	6.200	10.800	2.800	10.324	72.145	10.000	37.800	83.667
22	6.800	11.200	3.200	13.875	74.143	10.000	39.200	85.156
21	7.400	11.600	3.600	17.426	76.141	10.000	40.600	86.644
20	8.000	12.000	4.000	20.977	78.138	10.000	42.000	88.133
19	8.600	12.400	4.400	24.528	80.136	10.248	43.400	89.622
18	9.200	12.800	4.800	28.079	82.134	10.579	44.800	91.110
17	9.800	13.200	5.200	31.630	84.132	10.909	46.200	92.599
16	10.400	13.600	5.600	35.180	86.129	11.240	47.600	94.087
15	11.000	14.000	6.000	38.731	88.127	11.570	49.000	95.576
14	11.600	14.400	6.400	42.282	90.125	11.901	50.400	97.064
13	12.200	14.800	6.800	45.833	92.122	12.232	51.800	98.553
12	12.800	15.200	7.200	49.384	94.120	12.562	53.200	100.041
11	13.400	15.600	7.600	52.935	96.118	12.893	54.600	101.530
10	14.000	16.000	8.000	56.485	98.116	13.223	56.000	103.019
9	14.600	16.400	8.400	60.036	100.113	13.554	57.400	104.507
8	15.200	16.800	8.800	63.587	102.111	13.884	58.800	105.996
7	15.800	17.200	9.200	67.138	104.109	14.215	60.200	107.484
6	16.400	17.600	9.600	70.689	106.107	14.546	61.600	108.973
5	17.000	18.000	10.000	74.240	108.104	14.876	63.000	110.461
4	17.600	18.400	10.400	77.790	110.102	15.207	64.400	111.950
3	18.200	18.800	10.800	81.341	112.100	15.537	65.800	113.438
2	18.800	19.200	11.200	84.892	114.098	15.868	67.200	114.927
1	19.400	19.600	11.600	88.443	116.095	16.199	68.600	116.415
0	10.000	10.000	6.000	45.997	59.047	8.265	35.000	58.952

Anexo III – Valores de autonomia (km.L⁻¹) para veículos do ciclo Otto utilizados nesse inventário. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	Automóveis				Comerciais Leves				Motocicletas		
	Gasolina	Etanol	Flex - Gasolina	Flex - Etanol	Gasolina	Etanol	Flex - Gasolina	Flex - Etanol	Gasolina	Flex - Gasolina	Flex - Etanol
1976	8,9	7,10	nd ¹	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1977	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1978	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1979	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1980	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1981	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1982	8,9	7,10	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1983	9,65	7,90	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1984	10,19	8,25	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1985	10,39	8,54	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1986	10,42	8,46	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1987	10,64	8,52	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1988	10,86	8,58	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1989	11,07	8,65	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1990	11,82	8,65	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1991	11,82	8,65	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1992	10,98	8,01	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1993	10,98	8,54	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1994	10,04	7,54	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1995	10,4	7,54	nd	nd	7,70	7,10	nd	nd	37,38	nd	nd
1996	11,04	7,17	nd	nd	7,40	5,80	nd	nd	37,38	nd	nd
1997	11,04	7,17	nd	nd	7,50	5,70	nd	nd	37,38	nd	nd
1998	11,82	7,41	nd	nd	7,60	5,40	nd	nd	37,38	nd	nd
1999	11,82	8,01	nd	nd	7,80	5,30	nd	nd	37,38	nd	nd
2000	11,89	6,96	nd	nd	7,80	5,20	nd	nd	37,38	nd	nd
2001	11,97	6,96	nd	nd	7,80	5,20	nd	nd	37,38	nd	nd
2002	10,9	7,20	nd	nd	7,60	5,70	nd	nd	37,38	nd	nd
2003	11,2	7,50	10,30	6,90	7,60	5,70	10,30	6,90	37,38	nd	nd
2004	11,4	8,60	10,80	7,30	7,80	5,70	10,80	7,30	37,45	nd	nd
2005	11,3	8,60	11,50	7,70	7,70	5,80	11,50	7,70	37,45	nd	nd
2006	11,3	6,90	11,70	7,80	7,70	5,80	10,10	7,10	37,20	nd	nd
2007	11,3	nd	11,70	7,80	7,70	nd	9,80	7,10	37,09	nd	nd
2008	9,6	nd	11,40	7,70	7,70	nd	8,60	6,10	37,20	nd	nd
2009	9,9	nd	11,50	7,80	8,30	nd	8,30	7,00	37,27	42,84	28,01
2010	10,8	nd	11,90	8,20	9,50	nd	9,70	6,80	37,04	42,84	28,01
2011	11,1	nd	12,20	8,60	9,90	nd	8,60	6,20	36,14	42,84	28,01
2012	11,1	nd	12,10	8,50	10,00	nd	9,10	6,20	37,19	43,20	29,30
2013	10,2	nd	12,50	8,60	9,70	nd	9,10	6,40	36,74	40,19	29,31
2014	11,1	nd	12,60	9,20	10,60	nd	8,90	6,10	36,65	40,06	29,19
2015	11,7	nd	13,20	9,30	10,60	nd	9,80	6,60	42,93	46,09	31,84

nd¹: não disponível.

Anexo IV – Valores de autonomia (km.L⁻¹) para veículos do ciclo Diesel utilizados nesse inventário. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	Comerciais Leves	Caminhões					Ônibus		
		Semileves	Leves	Médios	Semipesados	Pesados	Urbanos	Micro-ônibus	Rodoviários
1976	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1977	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1978	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1979	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1980	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1981	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1982	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1983	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1984	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1985	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1986	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1987	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1988	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1989	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1990	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1991	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1992	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1993	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1994	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1995	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1996	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1997	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1998	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
1999	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2000	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2001	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2002	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2003	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2004	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2005	9,10	9,10	5,60	3,50	3,50	3,50	2,30	3,40	3,00
2006	9,30	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2007	9,30	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2008	9,30	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2009	9,50	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2010	9,90	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2011	9,80	9,10	5,60	5,60	3,40	3,40	2,10	3,40	3,20
2012	10,50	9,10	5,60	5,80	3,60	3,60	2,10	3,40	3,40
2013	10,40	9,10	5,60	5,80	3,60	3,60	2,10	3,40	3,40
2014	10,40	9,10	5,60	5,80	3,60	3,60	2,10	3,40	3,40
2015	10,60	9,10	5,60	5,80	3,60	3,60	2,10	3,30	3,40

Anexo V – Fator de emissão deteriorado para automóveis do ciclo Otto. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	CO (g/km)				NMHC escapamento (g/km)				NOx (g/km)				RCHO escapamento (g/km)				MP (g/km)			
			<i>Flex-fuel</i>				<i>Flex-fuel</i>				<i>Flex-fuel</i>				<i>Flex-fuel</i>				<i>Flex-fuel</i>	
	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol
1976	33,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1977	33,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1978	33,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1979	33,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1980	33,6	21,6	nd	nd	3,06	1,632	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1981	33,6	21,6	nd	nd	3,06	1,632	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1982	33,6	21,6	nd	nd	3,06	1,632	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1983	33,6	21,6	nd	nd	3,06	1,632	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1984	33,6	20,28	nd	nd	2,45	1,632	nd	nd	1,6	1,2	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1985	33,6	20,28	nd	nd	2,45	1,632	nd	nd	1,6	1,2	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1986	26,4	19,2	nd	nd	2,04	1,632	nd	nd	1,9	1,8	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1987	26,4	19,2	nd	nd	2,04	1,632	nd	nd	1,9	1,8	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1988	22,2	15,96	nd	nd	1,73	1,73	nd	nd	1,8	1,4	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1989	18,24	15,36	nd	nd	1,63	1,63	nd	nd	1,6	1,1	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1990	15,96	12,96	nd	nd	1,43	1,33	nd	nd	1,4	1,2	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1991	13,8	10,08	nd	nd	1,33	1,12	nd	nd	1,3	1	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1992	7,44	4,32	nd	nd	0,61	0,61	nd	nd	0,6	0,5	nd	nd	0,0156	0,042	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1993	7,56	5,04	nd	nd	0,61	0,71	nd	nd	0,8	0,6	nd	nd	0,0264	0,048	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1994	6,94	5,54	nd	nd	0,53	0,61	nd	nd	0,81	0,78	nd	nd	0,0383	0,0521	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1995	5,6	5,51	nd	nd	0,53	0,61	nd	nd	0,7	0,78	nd	nd	0,0272	0,0517	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1996	4,66	4,77	nd	nd	0,38	0,53	nd	nd	0,6	0,78	nd	nd	0,0211	0,0493	nd	nd	0,002	nd	nd	nd
1997	2,02	1,73	nd	nd	0,22	0,31	nd	nd	0,39	0,37	nd	nd	0,009	0,0209	nd	nd	0,001	nd	nd	nd
1998	1,57	1,47	nd	nd	0,17	0,22	nd	nd	0,32	0,31	nd	nd	0,0059	0,0225	nd	nd	0,001	nd	nd	nd
1999	1,48	1,36	nd	nd	0,17	0,21	nd	nd	0,31	0,29	nd	nd	0,0058	0,0211	nd	nd	0,001	nd	nd	nd
2000	1,42	1,35	nd	nd	0,16	0,21	nd	nd	0,29	0,27	nd	nd	0,0057	0,0217	nd	nd	0,001	nd	nd	nd
2001	1,13	1,34	nd	nd	0,14	0,18	nd	nd	0,21	0,14	nd	nd	0,0056	0,0243	nd	nd	0,001	nd	nd	nd

Continua ...

Ano	CO (g/km)		NMHC escapamento (g/km)				NOx (g/km)		RCHO escapamento (g/km)				MP (g/km)							
	Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol		
			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol				
2002	1,03	1,38	nd	nd	0,14	0,19	nd	nd	0,19	0,14	nd	nd	0,01	0,02	nd	nd	0,001	nd	nd	nd
2003	0,96	1,37	1,12	1,04	0,13	0,18	0,09	0,17	0,18	0,14	0,11	0,19	0,0054	0,0254	0,0055	0,0257	0,001	nd	0,001	nd
2004	0,86	1,38	0,96	0,95	0,13	0,18	0,11	0,16	0,15	0,13	0,11	0,18	0,0052	0,022	0,0044	0,0192	0,001	nd	0,001	nd
2005	0,8	1,33	0,97	0,84	0,12	0,18	0,13	0,15	0,14	0,13	0,11	0,14	0,0051	0,0215	0,0043	0,0188	0,001	nd	0,001	nd
2006	0,72	1,13	0,98	0,9	0,1	0,14	0,11	0,13	0,11	0,09	0,1	0,1	0,0033	0,019	0,0041	0,0184	0,001	nd	0,001	nd
2007	0,67	nd	0,93	0,86	0,1	nd	0,11	0,13	0,11	nd	0,09	0,09	0,0032	nd	0,004	0,0179	0,001	nd	0,001	nd
2008	0,69	nd	0,89	0,88	0,08	nd	0,11	0,11	0,08	nd	0,08	0,08	0,0029	nd	0,0029	0,0185	0,001	nd	0,001	nd
2009	0,47	nd	0,64	0,83	0,04	nd	0,06	0,07	0,05	nd	0,06	0,06	0,0017	nd	0,0032	0,0134	0,001	nd	0,001	nd
2010	0,43	nd	0,56	0,75	0,04	nd	0,06	0,07	0,05	nd	0,06	0,06	0,0021	nd	0,0022	0,0099	0,001	nd	0,001	nd
2011	0,46	nd	0,51	0,69	0,04	nd	0,05	0,07	0,05	nd	0,06	0,05	0,0032	nd	0,0016	0,0111	0,001	nd	0,001	nd
2012	0,41	nd	0,45	0,63	0,04	nd	0,04	0,07	0,04	nd	0,05	0,04	0,0024	nd	0,0018	0,0099	0,001	nd	0,001	nd
2013	0,33	nd	0,36	0,54	0,03	nd	0,04	0,06	0,03	nd	0,04	0,03	0,0018	nd	0,0017	0,0093	0,001	nd	0,001	nd
2014	0,27	nd	0,31	0,45	0,02	nd	0,03	0,06	0,02	nd	0,03	0,02	0,0015	nd	0,0016	0,0089	0,001	nd	0,001	nd
2015	0,19	nd	0,25	0,38	0,01	nd	0,02	0,06	0,02	nd	0,02	0,02	0,0015	nd	0,0015	0,0084	0,001	nd	0,001	nd

nd¹: não disponível.

Anexo VI – Fator de emissão deteriorado para comerciais leves do ciclo Otto. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	CO (g/km)		NMHC escapamento (g/km)				NOx (g/km)		RCHO escapamento (g/km)				MP (g/km)							
	Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel		Gasolina	Etanol	Flex-fuel	
			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol
1976	39,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1977	39,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1978	39,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1979	39,6	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	1,4	nd	nd	nd	0,06	nd	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1980	39,6	21,6	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1981	39,6	21,6	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1982	39,6	21,6	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1983	39,6	21,6	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1984	39,6	20,28	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	1,4	1,2	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1985	33,6	20,28	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	1,6	1,2	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1986	33,6	19,2	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	1,6	1,8	nd	nd	0,06	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1987	26,4	19,2	nd	nd	2,04	1,63	nd	nd	1,9	1,8	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1988	26,4	15,96	nd	nd	2,04	1,73	nd	nd	1,9	1,4	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1989	22,2	15,36	nd	nd	1,73	1,63	nd	nd	1,8	1,1	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1990	18,24	12,96	nd	nd	1,63	1,33	nd	nd	1,6	1,2	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1991	15,96	10,08	nd	nd	1,43	1,12	nd	nd	1,4	1	nd	nd	0,048	0,132	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1992	13,8	4,32	nd	nd	1,33	0,61	nd	nd	1,3	0,5	nd	nd	0,048	0,042	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1993	11,6	5,04	nd	nd	0,61	0,71	nd	nd	0,6	0,6	nd	nd	0,0156	0,048	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1994	10,65	5,38	nd	nd	0,6	0,6	nd	nd	0,91	0,9	nd	nd	0,0244	0,0504	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1995	10,61	5,35	nd	nd	0,53	0,59	nd	nd	0,81	0,9	nd	nd	0,0383	0,0501	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1996	10,58	3,51	nd	nd	0,83	0,53	nd	nd	0,99	2,85	nd	nd	0,0103	0,0279	nd	nd	0,0024	nd	nd	nd
1997	7,48	3,98	nd	nd	0,62	0,55	nd	nd	0,68	3,34	nd	nd	0,0083	0,0281	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd
1998	1,48	3,2	nd	nd	0,16	0,5	nd	nd	0,27	2,59	nd	nd	0,0054	0,0265	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd
1999	1,42	3,18	nd	nd	0,15	0,5	nd	nd	0,28	2,6	nd	nd	0,0062	0,0262	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd
2000	1,45	3,14	nd	nd	0,14	0,49	nd	nd	0,3	2,6	nd	nd	0,0062	0,0258	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd
2001	1,68	3,11	nd	nd	0,16	0,49	nd	nd	0,33	2,6	nd	nd	0,0053	0,0254	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd

Continua ...

Ano	CO (g/km)		NMHC escapamento (g/km)				NOx (g/km)		RCHO escapamento (g/km)				MP (g/km)							
	Gasolina	Etanol	<i>Flex-fuel</i>		Gasolina	Etanol	<i>Flex-fuel</i>		Gasolina	Etanol	<i>Flex-fuel</i>		Gasolina	Etanol	<i>Flex-fuel</i>		Gasolina	Etanol	<i>Flex-fuel</i>	
			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol			Gasolina	Etanol
2002	1,5	1,36	nd ¹	nd	0,15	0,22	nd	nd	0,23	0,88	nd	nd	0,0057	0,0252	nd	nd	0,0011	nd	nd	nd
2003	1,56	1,32	1,12	1,16	0,14	0,21	0,09	0,18	0,22	0,87	0,11	0,2	0,0050	0,0248	0,0055	0,0269	0,0011	nd	0,0011	nd
2004	1,52	1,28	0,96	1,06	0,14	0,21	0,11	0,17	0,2	0,87	0,11	0,19	0,0047	0,0244	0,0044	0,0204	0,0011	nd	0,0011	nd
2005	1,33	1,1	0,97	0,94	0,16	0,21	0,13	0,16	0,28	0,73	0,11	0,15	0,0046	0,0264	0,0043	0,0199	0,0011	nd	0,0011	nd
2006	1,21	1,06	0,97	0,85	0,12	0,21	0,15	0,14	0,3	0,33	0,12	0,17	0,0033	0,026	0,0031	0,0234	0,0011	nd	0,0011	nd
2007	1,11	nd	0,96	0,86	0,14	nd	0,12	0,12	0,12	nd	0,11	0,13	0,0028	nd	0,0034	0,0219	0,0011	nd	0,0011	nd
2008	0,9	nd	0,86	0,84	0,1	nd	0,11	0,12	0,09	nd	0,1	0,11	0,0026	nd	0,0032	0,021	0,0011	nd	0,0011	nd
2009	0,64	nd	0,55	0,81	0,06	nd	0,07	0,05	0,06	nd	0,07	0,06	0,0047	nd	0,0023	0,0148	0,0011	nd	0,0011	nd
2010	0,6	nd	0,49	0,83	0,05	nd	0,05	0,05	0,05	nd	0,07	0,06	0,0024	nd	0,0021	0,0146	0,0011	nd	0,0011	nd
2011	0,55	nd	0,47	0,92	0,05	nd	0,05	0,07	0,05	nd	0,06	0,04	0,0024	nd	0,0019	0,0114	0,0011	nd	0,0011	nd
2012	0,48	nd	0,42	0,93	0,04	nd	0,04	0,07	0,03	nd	0,06	0,06	0,0024	nd	0,0028	0,0124	0,0011	nd	0,0011	nd
2013	0,31	nd	0,36	0,77	0,03	nd	0,04	0,07	0,03	nd	0,06	0,05	0,0017	nd	0,0023	0,0124	0,001	nd	0,001	nd
2014	0,3	nd	0,35	0,63	0,02	nd	0,03	0,08	0,02	nd	0,04	0,05	0,0013	nd	0,0032	0,0127	0,001	nd	0,001	nd
2015	0,22	nd	0,41	0,37	0,02	nd	0,02	0,04	0,01	nd	0,02	0,03	0,0014	nd	0,0022	0,0081	0,001	nd	0,001	nd

nd¹: não disponível.

Anexo VII – Fator de emissão para motocicletas novas. Adaptado de MMA (2014) e CETESB (2016b).

Ano	CO (g/km)			NMHC (g/km)			NOX (g/km)			MP (g/km)		
	Gasolina	Flex gasolina	Flex etanol	Gasolina	Flex gasolina	Flex etanol	Gasolina	Flex gasolina	Flex etanol	Gasolina	Flex gasolina	Flex etanol
1976	19,7000	nd ¹	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1977	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1978	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1979	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1980	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1981	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1982	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1983	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1984	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1985	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1986	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1987	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1988	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1989	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1990	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1991	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1992	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1993	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1994	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1995	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1996	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1997	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1998	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
1999	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
2000	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
2001	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
2002	19,7000	nd	nd	2,2100	nd	nd	0,1000	nd	nd	0,0287	nd	nd
2003	5,0300	nd	nd	0,6500	nd	nd	0,1500	nd	nd	0,0140	nd	nd
2004	6,1700	nd	nd	0,7200	nd	nd	0,1800	nd	nd	0,0140	nd	nd
2005	2,6500	nd	nd	0,4000	nd	nd	0,1600	nd	nd	0,0035	nd	nd
2006	2,1800	nd	nd	0,2900	nd	nd	0,1800	nd	nd	0,0035	nd	nd
2007	1,8200	nd	nd	0,2800	nd	nd	0,1700	nd	nd	0,0035	nd	nd
2008	1,4000	nd	nd	0,2000	nd	nd	0,1200	nd	nd	0,0035	nd	nd
2009	1,0900	0,7500	0,5800	0,1400	0,1300	0,1400	0,1000	0,0500	0,0700	0,0035	0,0035	nd
2010	0,7400	0,7500	0,5800	0,1400	0,1300	0,1400	0,0700	0,0500	0,0700	0,0035	0,0035	nd
2011	0,7000	0,7600	0,6800	0,1500	0,1200	0,1400	0,0800	0,0600	0,0600	0,0035	0,0035	nd
2012	0,5700	0,7400	0,9000	0,1600	0,1200	0,1400	0,0800	0,0400	0,0400	0,0035	0,0035	nd
2013	0,5294	0,6705	0,8082	0,1169	0,0998	0,1076	0,0616	0,0497	0,0394	0,0035	0,0035	nd
2014	0,5325	0,6707	0,8079	0,1166	0,0993	0,1072	0,0617	0,0500	0,0394	0,0035	0,0035	nd
2015	0,5924	0,7012	0,7738	0,0952	0,0816	0,0978	0,0459	0,0388	0,0294	0,0035	0,0035	nd

nd¹: não disponível.

Anexo VIII – Fatores de emissão para comerciais leves novos do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)
1976	0,274	0,143	2,459	0,076
1977	0,274	0,143	2,459	0,076
1978	0,274	0,143	2,459	0,076
1979	0,274	0,143	2,459	0,076
1980	0,274	0,143	2,459	0,076
1981	0,274	0,143	2,459	0,076
1982	0,274	0,143	2,459	0,076
1983	0,274	0,143	2,459	0,076
1984	0,274	0,143	2,459	0,076
1985	0,274	0,143	2,459	0,076
1986	0,274	0,143	2,459	0,076
1987	0,274	0,143	2,459	0,076
1988	0,274	0,143	2,459	0,076
1989	0,274	0,143	2,459	0,076
1990	0,274	0,143	2,459	0,076
1991	0,274	0,143	2,459	0,076
1992	0,274	0,143	2,459	0,076
1993	0,274	0,143	2,459	0,076
1994	0,274	0,143	2,459	0,076
1995	0,274	0,143	2,459	0,076
1996	0,274	0,143	2,459	0,076
1997	0,274	0,143	2,459	0,076
1998	0,274	0,143	2,459	0,076
1999	0,274	0,143	2,459	0,076
2000	0,315	0,129	2,49	0,082
2001	0,316	0,129	2,491	0,082
2002	0,277	0,098	2,516	0,071
2003	0,245	0,074	2,429	0,073
2004	0,516	0,139	2,026	0,054
2005	0,499	0,102	2,018	0,054
2006	0,468	0,108	2,254	0,074
2007	0,468	0,108	2,254	0,074
2008	0,334	0,083	0,717	0,063
2009	0,285	0,025	0,681	0,06
2010	0,21	0,057	0,721	0,068
2011	0,153	0,043	0,624	0,052
2012	0,05	0,017	0,311	0,018
2013	0,075	0,014	0,277	0,015
2014	0,08	0,01	0,285	0,0145
2015	0,051	0,008	0,28	0,018

Anexo IX – Fator de emissão para caminhões novos com motores do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	Semileves				Leves				Médios				Semipesados				Pesados			
	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)
1976	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1977	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1978	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1979	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1980	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1981	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1982	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1983	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1984	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1985	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1986	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1987	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1988	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1989	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1990	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1991	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1992	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1993	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1994	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1995	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1996	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1997	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1998	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
1999	0,764	0,279	4,395	0,271	1,249	0,457	7,185	0,443	1,25	0,457	7,19	0,444	2,014	0,736	11,585	0,715	2,014	0,736	11,585	0,715
2000	0,687	0,229	2,777	0,135	1,123	0,374	4,539	0,22	1,124	0,375	4,543	0,221	1,81	0,603	7,319	0,355	1,81	0,603	7,319	0,355
2001	0,687	0,229	2,777	0,135	1,123	0,374	4,539	0,22	1,124	0,375	4,543	0,221	1,81	0,603	7,319	0,355	1,81	0,603	7,319	0,355
2002	0,374	0,128	2,711	0,053	0,612	0,209	4,432	0,086	0,612	0,209	4,435	0,086	0,986	0,336	7,146	0,139	0,986	0,336	7,146	0,139
2003	0,374	0,128	2,711	0,053	0,612	0,209	4,432	0,086	0,612	0,209	4,435	0,086	0,986	0,336	7,146	0,139	0,986	0,336	7,146	0,139

Continua ...

Ano	Semileves				Leves				Médios				Semipesados				Pesados			
	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NOx (g/km)	MP (g/km)																
2004	0,36	0,1	2,28	0,042	0,58	0,16	3,72	0,069	0,58	0,16	3,72	0,069	0,94	0,25	6	0,111	0,94	0,25	6	0,111
2005	0,36	0,1	2,28	0,042	0,58	0,16	3,72	0,069	0,58	0,16	3,72	0,069	0,94	0,25	6	0,111	0,94	0,25	6	0,111
2006	0,648	0,138	1,903	0,047	0,755	0,207	3,419	0,068	0,665	0,125	3,088	0,061	0,994	0,226	5,348	0,163	0,941	0,261	5,301	0,095
2007	0,648	0,138	1,903	0,047	0,755	0,207	3,419	0,068	0,665	0,125	3,088	0,061	0,994	0,226	5,348	0,163	0,941	0,261	5,301	0,095
2008	0,386	0,065	1,725	0,039	0,685	0,124	3,072	0,062	0,49	0,068	2,919	0,054	1,06	0,119	4,927	0,09	0,755	0,132	5,369	0,085
2009	0,377	0,057	1,719	0,031	0,651	0,115	3,076	0,055	0,484	0,079	3,012	0,058	0,962	0,081	5,012	0,084	0,892	0,116	5,343	0,08
2010	0,416	0,082	1,735	0,035	0,502	0,096	2,971	0,048	0,481	0,089	3,018	0,051	0,886	0,113	5,03	0,092	0,647	0,174	5,289	0,071
2011	0,379	0,043	1,696	0,037	0,499	0,086	2,973	0,048	0,515	0,107	3,058	0,056	1,012	0,101	4,78	0,085	0,787	0,157	5,189	0,072
2012	0,005	0,005	0,519	0,003	0,12	0,01	1,076	0,007	0,124	0,007	1,032	0,007	0,148	0,017	1,679	0,015	0,257	0,03	1,588	0,015
2013	0,012	0,005	0,489	0,004	0,115	0,007	0,956	0,008	0,081	0,009	1,061	0,009	0,107	0,017	1,601	0,016	0,285	0,029	1,543	0,016
2014	0,012	0,005	0,489	0,004	0,115	0,007	0,956	0,008	0,081	0,009	1,061	0,009	0,107	0,017	1,601	0,016	0,285	0,029	1,543	0,016
2015	0,027	0,006	0,581	0,004	0,163	0,008	0,956	0,009	0,108	0,013	1,019	0,009	0,128	0,021	1,645	0,016	0,259	0,027	1,624	0,016

Anexo X – Fator de emissão para ônibus novos com motores do ciclo Diesel. Adaptado de CETESB (2016b).

Ano	Urbanos				Micro-ônibus				Rodoviário			
	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)
1976	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1977	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1978	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1979	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1980	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1981	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1982	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1983	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1984	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1985	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1986	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1987	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1988	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1989	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1990	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1991	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1992	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1993	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1994	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1995	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1996	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1997	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1998	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
1999	3,019	1,104	17,368	1,071	1,561	0,213	4,769	0,11	2,292	0,838	13,182	0,813
2000	2,714	0,905	10,973	0,533	1,561	0,213	4,769	0,11	2,06	0,687	8,329	0,404
2001	2,714	0,905	10,973	0,533	1,561	0,213	4,769	0,11	2,06	0,687	8,329	0,404
2002	1,478	0,504	10,713	0,209	1,561	0,213	4,769	0,11	1,122	0,383	8,131	0,158
2003	1,478	0,504	10,713	0,209	1,561	0,213	4,769	0,11	1,122	0,383	8,131	0,158

Continua ...

Ano	Urbanos				Micro-ônibus				Rodoviário			
	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)	CO (g/km)	NMHC (g/km)	NO _x (g/km)	MP (g/km)
2004	1,41	0,38	9	0,166	1,561	0,213	4,769	0,11	1,07	0,29	6,83	0,126
2005	1,41	0,38	9	0,166	1,561	0,213	4,769	0,11	1,07	0,29	6,83	0,126
2006	1,811	0,351	8,213	0,163	1,561	0,213	4,769	0,11	0,964	0,251	5,598	0,102
2007	1,811	0,351	8,213	0,163	1,561	0,213	4,769	0,11	0,964	0,251	5,598	0,102
2008	2,289	0,352	8,623	0,16	0,836	0,077	4,508	0,085	0,718	0,117	5,674	0,092
2009	1,895	0,294	8,262	0,147	0,761	0,07	4,742	0,081	0,624	0,17	5,704	0,085
2010	1,839	0,305	8,385	0,152	1,208	0,143	4,725	0,082	0,667	0,195	5,455	0,088
2011	1,677	0,208	8,464	0,152	1,177	0,135	4,871	0,094	0,622	0,197	5,49	0,074
2012	0,537	0,015	2,623	0,021	0,213	0,051	1,411	0,016	0,288	0,028	1,55	0,016
2013	0,539	0,015	2,686	0,021	0,132	0,031	1,221	0,011	0,282	0,032	1,65	0,016
2014	0,539	0,015	2,686	0,021	0,132	0,031	1,221	0,011	0,282	0,032	1,65	0,016
2015	0,479	0,018	2,623	0,023	0,106	0,026	1,478	0,01	0,308	0,027	1,707	0,017

Anexo XI – Fator de emissão evaporativa para automóveis abastecidos a gasolina. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
1976	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1977	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1978	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1979	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1980	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1981	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1982	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1983	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1984	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1985	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1986	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1987	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1988	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1989	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1990	0,68	2,03	0,16	0,12	0,19	0,1	0,08	0,05	0,07
1991	0,67	2,03	0,16	0,13	0,19	0,1	0,08	0,05	0,07
1992	0,75	1,25	0,16	0,38	0,32	0,1	0,29	0,15	0,07
1993	0,63	1,07	0,16	0,33	0,28	0,1	0,25	0,13	0,07
1994	0,61	0,99	0,16	0,32	0,27	0,1	0,24	0,12	0,07
1995	0,61	0,99	0,16	0,32	0,27	0,1	0,24	0,12	0,07
1996	0,46	0,74	0,16	0,24	0,2	0,1	0,18	0,09	0,07
1997	0,39	0,61	0,16	0,2	0,16	0,1	0,16	0,08	0,07
1998	0,32	0,49	0,16	0,17	0,13	0,1	0,13	0,06	0,07
1999	0,31	0,48	0,16	0,16	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2000	0,29	0,44	0,16	0,15	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2001	0,27	0,41	0,16	0,14	0,11	0,1	0,11	0,05	0,07
2002	0,24	0,37	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2003	0,29	0,46	0,16	0,15	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2004	0,27	0,42	0,16	0,14	0,11	0,1	0,11	0,05	0,07
2005	0,35	0,55	0,16	0,18	0,14	0,1	0,14	0,07	0,07
2006	0,18	0,28	0,16	0,09	0,07	0,1	0,07	0,04	0,07
2007	0,18	0,28	0,16	0,09	0,07	0,1	0,07	0,04	0,07
2008	0,25	0,41	0,16	0,13	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2009	0,25	0,41	0,16	0,13	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2010	0,08	0,08	0,06	0,05	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03
2011	0,19	0,17	0,14	0,1	0,12	0,04	0,08	0,07	0,03
2012	0,19	0,16	0,06	0,05	0,11	0,04	0,03	0,06	0,03
2013	0,12	0,13	0,05	0,03	0,09	0,03	0,02	0,05	0,02
2014	0,1	0,1	0,04	0,02	0,07	0,02	0,02	0,04	0,02
2015	0,06	0,09	0,03	0,02	0,06	0,02	0,01	0,04	0,01

Anexo XII – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves abastecidos a gasolina.

Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
1976	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1977	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1978	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1979	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1980	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1981	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1982	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1983	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1984	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1985	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1986	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1987	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1988	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1989	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1990	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1991	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1992	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1993	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1994	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1995	5,65	17,35	14,61	3,4	10,41	8,78	2,52	7,66	6,46
1996	0,46	0,74	0,16	0,24	0,2	0,1	0,18	0,09	0,07
1997	0,39	0,61	0,16	0,2	0,16	0,1	0,16	0,08	0,07
1998	0,32	0,49	0,16	0,17	0,13	0,1	0,13	0,06	0,07
1999	0,31	0,48	0,16	0,16	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2000	0,29	0,44	0,16	0,15	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2001	0,27	0,41	0,16	0,14	0,11	0,1	0,11	0,05	0,07
2002	0,24	0,37	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2003	0,29	0,46	0,16	0,15	0,12	0,1	0,12	0,06	0,07
2004	0,27	0,42	0,16	0,14	0,11	0,1	0,11	0,05	0,07
2005	0,35	0,55	0,16	0,18	0,14	0,1	0,14	0,07	0,07
2006	0,18	0,28	0,16	0,09	0,07	0,1	0,07	0,04	0,07
2007	0,18	0,28	0,16	0,09	0,07	0,1	0,07	0,04	0,07
2008	0,25	0,41	0,16	0,13	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2009	0,25	0,41	0,16	0,13	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2010	0,08	0,08	0,06	0,05	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03
2011	0,19	0,17	0,14	0,1	0,12	0,04	0,08	0,07	0,03
2012	0,19	0,16	0,06	0,05	0,11	0,04	0,03	0,06	0,03
2013	0,12	0,13	0,05	0,03	0,09	0,03	0,02	0,05	0,02
2014	0,1	0,1	0,04	0,02	0,07	0,02	0,02	0,04	0,02
2015	0,06	0,09	0,03	0,02	0,06	0,02	0,01	0,04	0,01

Anexo XIII – Fator de emissão evaporativa para automóveis abastecidos a etanol. Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
1976	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1977	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1978	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1979	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1980	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1981	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1982	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1983	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1984	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1985	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1986	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1987	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1988	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1989	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1990	0,45	1,35	0,07	0,08	0,13	0,04	0,05	0,03	0,03
1991	0,45	1,35	0,07	0,09	0,13	0,04	0,05	0,03	0,03
1992	0,34	0,56	0,07	0,17	0,14	0,04	0,13	0,07	0,03
1993	0,41	0,69	0,07	0,21	0,18	0,04	0,16	0,08	0,03
1994	0,34	0,56	0,07	0,18	0,15	0,04	0,14	0,07	0,03
1995	0,34	0,56	0,07	0,18	0,15	0,04	0,14	0,07	0,03
1996	0,43	0,67	0,07	0,22	0,18	0,04	0,18	0,09	0,03
1997	0,53	0,8	0,07	0,28	0,21	0,04	0,21	0,1	0,03
1998	0,64	1	0,07	0,33	0,25	0,04	0,25	0,12	0,03
1999	0,54	0,81	0,07	0,28	0,22	0,04	0,22	0,11	0,03
2000	0,52	0,79	0,07	0,27	0,21	0,04	0,21	0,1	0,03
2001	0,4	0,63	0,19	0,1	0,44	0,1	0,07	0,25	0,07
2002	0,38	0,61	0,18	0,09	0,42	0,1	0,07	0,24	0,07
2003	0,37	0,58	0,17	0,09	0,41	0,1	0,07	0,23	0,06
2004	0,35	0,56	0,17	0,09	0,39	0,09	0,06	0,22	0,06
2005	0,34	0,53	0,16	0,08	0,37	0,09	0,06	0,21	0,06
2006	0,32	0,51	0,15	0,08	0,35	0,08	0,06	0,2	0,06

Anexo XIV – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves abastecidos a etanol.
Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
1976	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1977	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1978	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1979	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1980	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1981	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1982	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1983	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1984	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1985	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1986	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1987	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1988	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1989	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1990	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1991	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1992	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1993	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1994	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1995	2,46	7,54	6,35	1,48	4,53	3,82	1,1	3,33	2,81
1996	0,43	0,67	0,07	0,22	0,18	0,04	0,18	0,09	0,03
1997	0,53	0,8	0,07	0,28	0,21	0,04	0,21	0,1	0,03
1998	0,64	1	0,07	0,33	0,25	0,04	0,25	0,12	0,03
1999	0,54	0,81	0,07	0,28	0,22	0,04	0,22	0,11	0,03
2000	0,52	0,79	0,07	0,27	0,21	0,04	0,21	0,1	0,03
2001	0,4	0,63	0,19	0,1	0,44	0,1	0,07	0,25	0,07
2002	0,38	0,61	0,18	0,09	0,42	0,1	0,07	0,24	0,07
2003	0,37	0,58	0,17	0,09	0,41	0,1	0,07	0,23	0,06
2004	0,35	0,56	0,17	0,09	0,39	0,09	0,06	0,22	0,06
2005	0,34	0,53	0,16	0,08	0,37	0,09	0,06	0,21	0,06
2006	0,32	0,51	0,15	0,08	0,35	0,08	0,06	0,2	0,06

Anexo XV – Fator de emissão evaporativa para automóveis *flex* abastecidos a gasolina.
Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
2003	0,16	0,4	0,16	0,08	0,28	0,1	0,06	0,16	0,07
2004	0,11	0,3	0,16	0,06	0,21	0,1	0,05	0,12	0,07
2005	0,17	0,26	0,16	0,09	0,18	0,1	0,07	0,1	0,07
2006	0,49	0,78	0,07	0,25	0,2	0,04	0,2	0,1	0,03
2007	0,49	0,78	0,07	0,25	0,2	0,04	0,2	0,1	0,03
2008	0,42	0,68	0,07	0,21	0,18	0,04	0,16	0,08	0,03
2009	0,42	0,68	0,07	0,21	0,18	0,04	0,16	0,08	0,03
2010	0,13	0,25	0,14	0,07	0,17	0,09	0,05	0,1	0,07
2011	0,3	0,31	0,23	0,16	0,22	0,07	0,12	0,12	0,05
2012	0,21	0,23	0,08	0,05	0,16	0,05	0,04	0,09	0,03
2013	0,22	0,24	0,08	0,05	0,17	0,05	0,04	0,1	0,04
2014	0,17	0,2	0,07	0,04	0,14	0,04	0,03	0,08	0,03
2015	0,14	0,16	0,06	0,03	0,12	0,03	0,02	0,07	0,02

Anexo XVI – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves *flex* abastecidos a gasolina.
Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
2003	0,16	0,4	0,16	0,08	0,28	0,1	0,06	0,16	0,07
2004	0,11	0,3	0,16	0,06	0,21	0,1	0,05	0,12	0,07
2005	0,17	0,26	0,16	0,09	0,18	0,1	0,07	0,1	0,07
2006	0,49	0,78	0,07	0,25	0,2	0,04	0,2	0,1	0,03
2007	0,49	0,78	0,07	0,25	0,2	0,04	0,2	0,1	0,03
2008	0,42	0,68	0,07	0,21	0,18	0,04	0,16	0,08	0,03
2009	0,42	0,68	0,07	0,21	0,18	0,04	0,16	0,08	0,03
2010	0,13	0,25	0,14	0,07	0,17	0,09	0,05	0,1	0,07
2011	0,3	0,31	0,23	0,16	0,22	0,07	0,12	0,12	0,05
2012	0,21	0,23	0,08	0,05	0,16	0,05	0,04	0,09	0,03
2013	0,22	0,24	0,08	0,05	0,17	0,05	0,04	0,1	0,04
2014	0,17	0,2	0,07	0,04	0,14	0,04	0,03	0,08	0,03
2015	0,14	0,16	0,06	0,03	0,12	0,03	0,02	0,07	0,02

Anexo XVII – Fator de emissão evaporativa para automóveis *flex* abastecidos a etanol.
Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
2003	0,27	0,6	0,07	0,15	0,42	0,04	0,11	0,24	0,03
2004	0,21	0,6	0,07	0,11	0,42	0,04	0,09	0,24	0,03
2005	0,17	0,35	0,07	0,09	0,24	0,04	0,07	0,14	0,03
2006	0,24	0,38	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2007	0,24	0,38	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2008	0,16	0,26	0,16	0,08	0,07	0,1	0,06	0,03	0,07
2009	0,16	0,26	0,16	0,08	0,07	0,1	0,06	0,03	0,07
2010	0,23	0,37	0,23	0,12	0,26	0,14	0,09	0,15	0,11
2011	0,41	0,41	0,31	0,22	0,29	0,09	0,17	0,16	0,07
2012	0,33	0,35	0,12	0,08	0,25	0,07	0,06	0,14	0,05
2013	0,28	0,35	0,12	0,07	0,25	0,07	0,05	0,14	0,05
2014	0,26	0,36	0,11	0,06	0,25	0,06	0,05	0,14	0,04
2015	0,22	0,27	0,09	0,05	0,19	0,05	0,04	0,11	0,04

Anexo XVIII – Fator de emissão evaporativa para comerciais leves *flex* abastecidos a etanol.
Adaptado de MMA (2011) e CETESB (2016b).

Ano	Temperatura: 20 - 35°C			Temperatura: 10 - 25°C			Temperatura: 0 - 15°C		
	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)	ed (g/dia)	es (g/viag)	er (g/viag)
2003	0,27	0,6	0,07	0,15	0,42	0,04	0,11	0,24	0,03
2004	0,21	0,6	0,07	0,11	0,42	0,04	0,09	0,24	0,03
2005	0,17	0,35	0,07	0,09	0,24	0,04	0,07	0,14	0,03
2006	0,24	0,38	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2007	0,24	0,38	0,16	0,12	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07
2008	0,16	0,26	0,16	0,08	0,07	0,1	0,06	0,03	0,07
2009	0,16	0,26	0,16	0,08	0,07	0,1	0,06	0,03	0,07
2010	0,23	0,37	0,23	0,12	0,26	0,14	0,09	0,15	0,11
2011	0,41	0,41	0,31	0,22	0,29	0,09	0,17	0,16	0,07
2012	0,33	0,35	0,12	0,08	0,25	0,07	0,06	0,14	0,05
2013	0,28	0,35	0,12	0,07	0,25	0,07	0,05	0,14	0,05
2014	0,26	0,36	0,11	0,06	0,25	0,06	0,05	0,14	0,04
2015	0,22	0,27	0,09	0,05	0,19	0,05	0,04	0,11	0,04