



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VEICULARES NA CIDADE DE FORTALEZA E
SUA REGIÃO METROPOLITANA NOS ANOS DE 2010 A 2015**

FORTALEZA

2016

TÂMARA FREITAS ARAGÃO LOPES

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VEICULARES NA CIDADE DE FORTALEZA E
SUA REGIÃO METROPOLITANA NOS ANOS DE 2010 A 2015**

Dissertação submetida à Coordenação do
Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e
Gestão Ambiental do Instituto Federal do
Ceará como requisito para obtenção do título
de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira

Coorientadora: Profa. Dra. Nara Angélica Policarpo

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L864e Lopes, Tâmara Freitas Aragão.
 ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VEICULARES NA CIDADE DE FORTALEZA E SUA REGIÃO
METROPOLITANA NOS ANOS DE 2010 A 2015 / Tâmara Freitas Aragão Lopes. - 2017.
 122 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental,
Campus Fortaleza, 2017.
 Orientação: Prof. Dr. Mona Lisa Moura de Oliveira.
 Coorientação: Prof. Dr. Nara Angélica Policarpo.
1. Emissões veiculares. Bottom-up. Meio ambiente. Fortaleza. 2. Região Metropolitana de Fortaleza. 3.
Poluentes. I. Título.

CDD 628

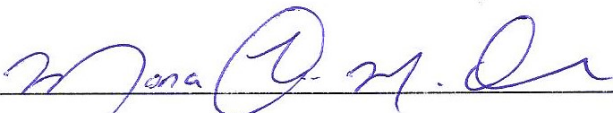
TÂMARA FREITAS ARAGÃO LOPES

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VEICULARES NA CIDADE DE FORTALEZA E
REGIÃO METROPOLITANA NO PERÍODO DE 2010 A 2015**

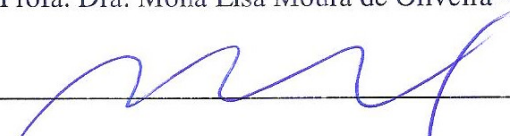
Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 16/12/2016

BANCA EXAMINADORA



Presidente Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira - PGTGA



Membro Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo - Instituto Federal do Ceará



Membro Prof. Dr. Luis Otávio Rigo Júnior - Universidade Federal do Espírito Santo - UFES

*Dedico esse trabalho às pessoas que mais amo
na vida: meus pais, minha irmã gêmea Talita,
meu irmão Tiago.*

AGRADECIMENTOS

Ao longo da minha vida, algumas pessoas me influenciaram positivamente para eu construir, buscar e alcançar meus sonhos. O maior de todos esses sonhos, eu estou realizando hoje: SER MESTRE. Nessa caminhada, parafraseio o que ouvi numa palestra que assisti proferida pelo vitorioso alpinista cearense, Rosier Alexandre, que “*não importa o tamanho da montanha que você vai escalar e sim o **percurso** até o cume.*” Concluo que o mais importante desse mestrado não é simplesmente o dia de hoje, e sim o caminho que fiz, o aprendizado que obtive, os amigos que eu fiz e as lições que aprendi para chegar até aqui.

Tomo como inicial, meu agradecimento a Deus por ter me dado vida e saúde para não desistir, chegar e estar aqui hoje.

Agradeço a meus pais Mardônio e Ana, pela educação que me deram baseada em princípios e valores que me guiaram e que até hoje me motivam com seus exemplos de trabalho e luta no cotidiano — assim como também à *Mary* (que chamo de minha segunda mãe) pela lealdade e ajuda à minha família, desde que eu nasci até hoje.

Aos meus irmãos Talita e Tiago — e minha ETERNA cunhadinha Fabiana, que é uma irmã que a vida me deu — que são as personificações de disciplina, força e trabalho, por todo o incentivo, pela compreensão a mim dispensados, além de todas as vezes que eu tive que me ausentar das obrigações de filha ou irmã e eles sempre me ajudaram e me substituíram. Talitinha, obrigada por me entender 100%, SEMPRE, e pela confiança de podermos contar TUDO uma à outra. Você é minha extensão. Estamos unidas pela vida e pelo amor. Fabi, a confiança e agradecimentos são extensos a você.

Ao meu marido, Rogério, que foi compreensivo e paciente comigo nesses meses todos de muito estudo e ausências em vários momentos em que eu ficava no IFCE e na UECE, estudando até tarde, mas que sempre me entendeu e me incentivou a buscar e conquistar meus sonhos, como esse grande desafio de ser MESTRE. Sem você ao meu lado, a “caminhada” teria sido bem mais difícil, quiçá, impossível.

À minha orientadora Prof^a. Dr^a. Mona Lisa Moura de Oliveira que além de ser um exemplo de profissional para mim, de mulher estudiosa, batalhadora e inteligente, me aceitou como sua orientanda, me deu a ideia de fazer esse inventário, e acreditou em mim. Foi uma honra ser sua orientanda. Obrigada por todas as noites que deixou de dormir e pelos momentos que deixou de estar com sua família para corrigir meu trabalho e me ajudar.

À minha co-orientadora Prof^a. Dr^a. Nara Angélica Policarpo, que além de ser um doce de pessoa, foi imensamente paciente, humilde e sempre muito disposta em me orientar.

Muito obrigada por todas as noites que você ficou na UECE comigo até altas horas da noite, me ajudando, me orientando e corrigindo meu trabalho. Sem você eu não teria conseguido.

Ao Prof.º Dr. Rinaldo Araújo, que desde o início desse mestrado tanto me acolheu no IFCE, me ajudou, me ensinou bastante a sair do “estado de ignorância” na disciplina de Química Ambiental e sempre me incentivou a buscar cada vez mais conhecimento.

Ao Prof.º Sales, que sempre foi um exemplo de tranquilidade e positividade e por todo o apoio e parcerias profissionais que sempre foram de muito aprendizado para mim.

À Dra. Águeda Muniz, Secretária de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA), que foi minha grande incentivadora a cursar esse mestrado quando me nomeou Gerente da Célula de Controle da Poluição Atmosférica na SEUMA, em Agosto de 2013 e disse: “*Estude, Tâmara!*”, assim como me liberou pra eu assistir às aulas e escrever a dissertação, e com sua história de vida profissional sempre me motivou e foi exemplo de amor por Fortaleza, e de esforço para buscar nossa capacitação profissional, mesmo que o “preço a ser pago seja alto”.

À Dra. Eveline Brandão, Secretária Executiva da SEUMA, que sempre foi compreensiva e, no momento mais crucial, quando eu mais precisei, compreendeu minha situação e me autorizou a usufruir as folgas do TRE/CE para que eu pudesse concluir a escrita da dissertação.

Aos meus amigos (todos!) que foram tão compreensíveis cada vez que tive que faltar um aniversário ou outra ocasião de estar junto com eles pra ficar estudando, e que sempre torceram por mim, mesmo que distantes, em especial: Darck, Vinícius e Diane (lá de Brasília/DF), Marinho, David, Nyl, Adriano, Daniel, George, Silvio, as oficiais Juliana Carneiro, Jorginha, Vanessinha, Cléa e Juliana Ximenes.

A todos os meus amigos da SEUMA, em especial, minha grande amiga Astrid, Aline, Marcinha, Claudinha, Wes (por todas as vezes que almoçamos juntas e que vocês tanto me ouviram desabafar e me compreenderam), assim como Wigor, Juliano, Taís Mont’Alverne, Regis, Zé, Quezia, Juliana Silva, Jane, Geórgia, Ivoneide, Elsa, Márcia Abreu, e Ana Karine, enfim, obrigada a todos que sempre me deram força pra buscar e concluir o mestrado e que com suas mensagens sempre me incentivaram a não desistir.

Muito obrigada, em especial, ao Diego e ao Netinho, meus companheiros de trabalho, que adiaram suas férias, “seguraram as pontas” e realizarem um excelente trabalho na Célula de Controle de Poluição Atmosférica (CEPA), não deixando a “peteca cair”, todas as vezes que estive ausente para poder fazer pesquisas e escrever minha dissertação.

Muito obrigada também à nova “família” que chegou à minha vida em 2016, meus vizinhos queridos, que mesmo sendo amigos recentes, sempre me deram a maior força

nesse ano tão corrido, em especial, Jamila e Arnóbio, Tati e Germano, Élvio e Veri, Biriba e Marcela, Quel (mana) e Luciano, Selania e Kleuber, Lu e Jana, Eduardo e Vania, Cristiane, Elaine, Raquel, Wal, Soneide, Eline, Wedla e Ygor (que passaram por isso e sabem exatamente do que estou falando!). Muito obrigada também à Maria, que cuida do meu apartamento como ninguém e me dá a tranquilidade de que mesmo que eu chegue tarde e bastante cansada do mestrado, vou encontrar meu lar limpo, cheiroso e organizado! Isso não tem preço.

A todos os meus colegas do IFCE (tanto de 2014 como 2015) que tanto me ajudaram, principalmente nos trabalhos de grupo em que ficávamos até avançadas horas da noite estudando e que sempre me salvaram quando eu tinha dúvidas, em especial Jessiquinha, Bruno, Joab, Kamila, Braid, Carlinha, Kelven, Rebeca, Flávia (parceira pra trabalhar em um Órgão Ambiental e fazer mestrado ao mesmo tempo), David, Dhyego, Vânice, Yara, Gleyci, Patrícia, Aquilles e Aline. Vocês sempre disseram que me admiravam, mas acreditem: minha admiração e orgulho por vocês é maior. Somos vitoriosos! Nós conseguimos! Como eu sempre repeti *#tamojunto*.

A todos os meus amigos do Mestrado em Ciências Físicas Aplicadas, da UECE, que me acolheram nesse ano de 2016, e que viraram uma grande família, me deram força e me fizeram rir (muito!) justamente nos momentos de maior *stress*, inclusive no “TCC”; UM “muitíssimo obrigada” especial um meu “diretor” e amigo Lamec (que além de toda a parceria e “ensinamentos” de vida, ainda me apresentou o Rafael “Monstro” – meu salvador!), e também ao Natan, Felipe, Jackson e Fladimir (pela alegria que foi nossa viagem à João Pessoa/PB, para apresentar nossos trabalhos no CBMET/2016), Vitória e Saul, que tanto me ajudaram com as tabelas e planilhas, assim como a Rosana (pela confiança e amizade!), Anderson, Kelly, Davi, Brenna, Samuel, Camila, Leleca, Daniel, Gilvan e todos os outros. Cada um de vocês contribuiu um pouquinho para que minha caminhada até aqui fosse mais feliz! Vou sentir saudades. Pretendo reencontrá-los sempre!

Aos professores do IFCE por quem eu tenho um carinho enorme, em especial, ao professor Gemelle, que foi quem primeiro me avisou que o IFCE iria abrir seleção para mestrado em dezembro de 2013, a Adeildo e Nájila Cabral, que sempre me incentivaram e disponibilizaram tanto aprendizado.

Aos meus familiares, tios, primos (lá de Brasília/DF também), ao meu cunhadinho de Portugal, Paulo Simões, que com palavras e/ou com seus exemplos, de trabalho e estudo, sempre me motivaram a buscar essa qualificação do mestrado, e que também (assim como

minha comadre, Manu, e meu cunhado Clazer) tanto torceram para que esse mestrado acabasse logo.

Ao amigo Adolpho Kepler, que mesmo estando longe, no Canadá, durante o mês que convivemos juntos, muito me inspirou e me fez entender através do seu exemplo que o estudo e o trabalho são as duas virtudes que mais contribuem para o sucesso e que passar noites em claro estudando, inclusive lendo em pé/caminhando pra não dormir, faz parte dessa caminhada.

Ao DETRAN-CE, em especial, a Augusto e Márcio, pelo fornecimento de todos os dados que precisei para este trabalho.

À COFIS, Coordenadoria de Fiscalização, da qual a Célula de Controle da Poluição Atmosférica (CEPA) faz parte, por todo o apoio na realização das ações de monitoramento e fiscalização da poluição atmosférica na cidade de Fortaleza.

À Prefeitura de Fortaleza e à SEUMA (Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente) pela aprovação do projeto e implantação da Célula de Controle da Poluição Atmosférica, bem como pela confiança no trabalho pioneiro desenvolvido na cidade de Fortaleza, buscando a melhoria da qualidade do ar que respiramos.

RESUMO

No Brasil, o transporte de passageiros e cargas contribuído decisivamente para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos, com consequentes problemas para o meio ambiente e para a saúde humana. Contudo, por se tratarem de fontes difusas, determinar emissões oriundas dos veículos automotores de uma dada região ainda se apresenta complexo. Assim, muitos estudos têm recorrido a metodologias e/ou ferramentas específicas para modelar e simular as emissões de poluentes atmosféricos. A frota de veículos no estado do Ceará teve um crescimento de 180 % nos últimos 10 anos e, portanto, ainda não se sabe a evolução dessas emissões tendo em vista o crescimento da frota da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Nesse contexto, este trabalho objetiva a estimativa das emissões veiculares das espécies de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metano (NMHC), aldeídos (RCHO), óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP) pelas principais frotas veiculares da cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana, através do método *bottom-up*, entre os anos de 2010 a 2015. Os resultados mostraram que as emissões veiculares de CO, NMHC e RCHO na RMF aumentaram e predominam nos veículos ciclo Otto devido à introdução dos veículos flex, mas tem reduzido as emissões de NO_x e PM, resultado da introdução de novas tecnologias, sobretudo para os veículos equipados com motor diesel. Em 2015, observou-se a emissão de mais de: 70 mil ton de CO, 8 mil ton de NMHC, 290 ton de RCHO, 15 mil ton de NO_x e 600 ton de PM na região estudada. A maior frota circulante na FMA é a da cidade de Fortaleza, onde predomina a frota de veículos flex (~ 30%). As motocicletas flex têm apresentado um aumento expressivo na frota entre os anos de 2010 e 2015 (> 800 %). Apenas 16% da frota de veículos pesados a Diesel (i.e. caminhões) está, potencialmente, equipada com a tecnologia SCR (*Selective Catalytic Reduction*), que visa à redução das emissões de NO_x. Os resultados desse inventário indicam que programas de restrição normativos, incorporados pela gestão pública, podem contribuir significativamente para a redução das emissões veiculares, sendo este instrumento fortemente recomendado na estimativa de emissões.

Palavras-chave: Emissões veiculares. *Bottom-up*. Meio ambiente. Região Metropolitana de Fortaleza.

ABSTRACT

The transportation of passengers and goods in Brazil has contributed conclusively to increase atmospheric pollutant emissions, with consequent problems for the environment and human health. However, to determine motor vehicle emissions in a given region is still complex due to the diffuse sources. Many studies have resorted to methodologies and/or specific tools to model and simulate urban air pollutant emissions. The fleet of vehicles in the state of Ceará has grown 180 % over the last ten years and the growth of these emissions is unknown in view of the expansion of this fleet in the Fortaleza Metropolitan Area (FMA). To overcome this lack, this work aims to estimate the vehicular emissions of carbon monoxide (CO), non-methane hydrocarbons (NMHC), aldehydes (RCHO), nitrogen oxides (NO_x), and particulate matter (PM) from the main vehicular fleets of Fortaleza and its metropolitan area using the bottom-up method, between the years 2010 and 2015. The results showed that vehicular emissions of CO, NMHC and RCHO in the FMA increased and were predominated by Otto cycle vehicles due to the introduction of flex fuel vehicles; however, the NO_x and PM emissions reduced as a result of the introduction of new technologies, especially for diesel vehicles. In 2015, more than 70,000 tons of CO, 8,000 tons of NMHC, 290 tons of RCHO, 15,000 tons of NO_x and 600 tons of PM were emitted in the region under study. The largest fleet in the FMA is in the city of Fortaleza itself, where flex fuel vehicles predominate (~ 30 %). Flex fuel motorcycles increased significantly (> 800 %) between 2010 and 2015. Only 16% of the diesel fleet (i.e. trucks) is potentially equipped with Selective Catalytic Reduction (SCR) technology to reduce NO_x emissions. The results of this inventory also indicate that regulatory restriction programs, by local government, can contribute significantly to the reduction of vehicular emissions, and this instrument is strongly recommended in this emissions report.

Keyword: Vehicular emissions. *Bottom-up*. Environment. Fortaleza Metropolitan Area.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Formas de emissão de veículos automotores.	24
Figura 2 – Caracterização da frota brasileira por categoria de veículos.....	28
Figura 3 – Caracterização das frotas das cidades de Fortaleza, Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus, por categoria de veículos.	29
Figura 4 – Mapa dos municípios que compõem a RMF.	43
Figura 5 – Blitz de fiscalização da fumaça de veículos a Diesel em Fortaleza.	50
Figura 6 – Curvas de sucateamento para as frotas com motores ciclo Otto e ciclo Diesel para as cidades da RMF estudadas.	52
Figura 7 – Diagrama das etapas da metodologia <i>bottom-up</i> usado na estimativa das emissões veiculares na cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana.	54
Figura 8 – Evolução das frotas por categoria de veículo e combustível de Fortaleza e da sua RMF nos anos de 2010 e 2015.	56
Figura 9 – Evolução da frota de veículos por tipo de combustível em Fortaleza e nas cidades da RMF estudadas entre 2010 e 2015.....	57
Figura 10 – Contribuição da frota de veículos por tipo de combustível em Fortaleza e nas cidades da RMF estudadas entre 2010 e 2015.....	59
Figura 11 – Contribuição das categorias de veículos na frota das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas entre 2010 e 2015.	60
Figura 12 – Emissões veiculares por categoria, combustível e região no ano de 2010: CO, NMHC, NO _x , PM e RCHO.	63
Figura 13 – Emissões veiculares por categoria, combustível e região no ano de 2015: CO, NMHC, NO _x , PM e RCHO.	64
Figura 14 – Evolução das emissões veiculares para veículos do ciclo Otto de 2010 a 2015: (a) CO, (b) NMHC e (c) RCHO.....	68
Figura 15 – Volumes totais de gasolina e etanol consumidos em Fortaleza e no Ceará entre 2010 e 2015.	69
Figura 16 – Evolução das emissões veiculares de veículos do ciclo Diesel de 2010 a 2015, para as cidades de Fortaleza e da RMF estudadas: (a) NO _x e (b) MP.....	70
Figura 17 – Volume total de diesel consumido em Fortaleza e no Ceará entre 2010 e 2015. .	70
Figura 18 – Evolução das emissões de aldeídos (RCHO) para automóveis a etanol de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.	72

Figura 19 – Evolução das emissões de hidrocarbonetos não metano (NMHC) para as motocicletas a gasolina de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.	72
Figura 20 – Evolução das emissões de NO _x para os caminhões a Diesel de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.	73
Figura 21 – Evolução das emissões de MP para os caminhões a diesel de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.	73
Figura 22 – Perfil da frota de caminhões pesados a diesel nas cidades de Fortaleza e da RMF em 2010 e 2015.	76
Figura 23 – Evolução das emissões de NO _x por ano de fabricação para a frota de caminhões pesados a diesel (CPD) de Fortaleza em 2010 e 2015.	77
Figura 24 – Emissões globais da RMF em 2015.	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Poluentes atmosféricos oriundos dos veículos automotores e seus efeitos à saúde humana.	27
Tabela 2– Categorias da frota brasileira e suas características.....	31
Tabela 3 – Limites de emissão em vigor no Brasil estabelecidos pelo PROCONVE e PROMOT.	32
Tabela 4– Padrão de emissões segundo as normas na Europa.	32
Tabela 5 – Limites máximos de emissões de veículos nos Estados Unidos (EPA) para veículos pesados em (g/kWh).	33
Tabela 6 – Limites máximos de emissões de veículos a Diesel no Japão.	33
Tabela 7 – Limites máximos de emissões de veículos a gasolina no Japão.	33
Tabela 8 – Principais regiões metropolitanas do Brasil.	34
Tabela 9 – Comparação entre as emissões veiculares obtidas em inventários realizados algumas cidades do Brasil e do mundo.	41
Tabela 10 – Cidades que compõem RMF e suas características demográficas no ano de 2016.	42
Tabela 11 – Categorias consideradas na modelagem das emissões veiculares na RMF.....	44
Tabela 12 – Percentual da frota flex que opta por usar etanol ou gasolina no Ceará de 2010 a 2015.	48
Tabela 13 – Estatística das subcategorias de caminhões que circulam em Fortaleza em 2015.	49
Tabela 14 – Parâmetros das equações de sucateamento usadas para veículos com motores ciclos Otto e Diesel.....	51
Tabela 15 – Siglas que representam as categorias de veículos e combustíveis estudados neste trabalho.	55
Tabela 16 – Idade média (anos) das frotas das cidades de Fortaleza e da RMF (Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus) para os anos de 2010 e 2015.....	61
Tabela 17 – Emissões veiculares totais de Fortaleza e da RMF em 2010 e 2015.	62
Tabela 18 – Emissões veiculares das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas em 2010 e 2015, para veículos ciclo Otto e ciclo Diesel.	67
Tabela 19 – Emissões veiculares por tipo de combustível oriundas das frotas das cidades estudadas em 2010.....	74

Tabela 20 – Emissões veiculares por tipo de combustível oriundas das frotas das cidades estudadas em 2015.....	74
Tabela 21 – Variação percentual das emissões de poluentes da frota de veículos por combustível das cidades estudadas entre 2010 e 2015.....	75
Tabela 22 – Estimativas de emissões veiculares de algumas regiões brasileiras.	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AE	Automóveis a Etanol
AFE	Automóveis Flex a Etanol
AFG	Automóveis Flex a Gasolina
AG	Automóveis a Gasolina
AIE	Agência Internacional de Energia
ANP	Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
CARB	<i>California Air Resources Board</i> (Conselho de Recursos do Ar da Califórnia)
CD	Caminhões a Diesel
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CLD	Comerciais Leves a Diesel
CLE	Comerciais Leves a Etanol
CLFE	Comerciais Leves Flex a Etanol
CLFG	Comerciais Leves Flex a Gasolina
CLG	Comerciais Leves a Gasolina
CMEM	<i>Comprehensive Modal Emission Model</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONTRAN	Conselho Nacional de Trânsito
COPERT	<i>COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport</i> (Programa computacional para calcular as emissões do transporte rodoviário)
CPD	Caminhões Pesados a Diesel
DETRAN-CE	Departamento Estadual de Trânsito do Ceará
EEA	<i>European Environment Agency</i> (Agência Europeia do Ambiente)

FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro
GNV	Gás Natural Veicular
HC	Hidrocarbonetos
MFE	Motocicletas Flex a Etanol
MFG	Motocicletas Flex a Gasolina
MG	Motocicletas a Gasolina
MME	Ministério de Minas e Energia
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOD	Microônibus a Diesel
MP	Material Particulado
MP ₁₀	Material Particulado com diâmetro inferior a 10 micrômetros
MP _{2,5}	Material Particulado com diâmetro inferior a 2,5 micrômetros
NMHC	Hidrocarbonetos não metano
OD	Ônibus a Diesel
OICA	Organização Internacional dos Fabricantes de Veículos Automotores
PBT	Peso Bruto Total
PBTC	Peso Bruto Total Combinado
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares
PTS	Partículas totais em suspensão
RCHO	Aldeídos
RCS	Redução Catalítica Seletiva
RM	Região Metropolitana

RMC	Região Metropolitana de Campinas
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
RMPA	Região Metropolitana de Porto Alegre
SEUMA	Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente do Município de Fortaleza
THC	Hidrocarbonetos totais
USP	Universidade de São Paulo
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
WHO	<i>World Health Organization</i> (Organização Mundial da Saúde)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	21
3 REVISÃO DA LITERATURA	22
3.1 Poluentes atmosféricos	22
3.1.1 <i>Veículos automotores</i>	23
3.1.2 <i>Os efeitos na saúde e no meio ambiente</i>	25
3.2 Perfil de frota em circulação no Brasil e no mundo	27
3.3 Legislação de emissão veicular — nacional e internacional	30
3.4 Principais centros urbanos no Brasil	34
3.5 Inventários de emissões de fontes móveis	35
4 METODOLOGIA.....	42
4.1 Caracterização da área de estudo	42
4.2 Poluentes inventariados	43
4.4 Método <i>bottom-up</i>	44
4.4.2 <i>Intensidade de uso ajustada</i>	45
4.4.1 <i>Frota em circulação</i>	47
4.4.1.1 <i>Curvas de sucateamento</i>	50
4.4.1.2 <i>Idade média da frota</i>	52
4.4.3 <i>Fatores de emissão</i>	53
4.4.4 <i>Outras considerações sobre a metodologia bottom-up aplicada</i>	54
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1 Perfil das frotas das cidades de Fortaleza e RMF	56
5.2 Emissões veiculares totais em Fortaleza e RMF	60
5.3 Emissões veiculares por tipo de combustível em Fortaleza e RMF	66
5.4 Emissões da frota de caminhões pesados em Fortaleza e RMF	75
5.5 Panorama geral das emissões veiculares em Fortaleza e RMF	77
6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTUROS	80
REFERÊNCIAS	83
APÊNDICE A – VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA <i>BOTTOM-UP</i>	94
APÊNDICE B – CÁLCULOS DAS EMISSÕES VEICULARES NA RMF	96
APÊNDICE C – EMISSÕES VEICULARES NA RMF	108
APÊNDICE D – FROTAS VEICULARES DA RMF	120

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o transporte de passageiros e cargas é realizado, em sua maioria, pelo modo rodoviário, tendo as classes de veículos aprovados, dependência expressiva nos combustíveis fósseis. Desta forma, este setor tem contribuído decisivamente para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos, com os consequentes problemas para o meio ambiente e para a saúde humana. Diversos problemas relacionados à saúde têm sido reportados na literatura, desde irritação nos olhos até distúrbios respiratórios e cardíacos graves, por exposição aos poluentes primários da combustão (veículos/indústrias), que são diretamente liberados na atmosfera (MORISHITA et al., 2006; PROGIOU; ZIOMAS, 2011; ROSA, 2011; SOUZA et al., 2013; ZHANG et al., 2013).

De acordo com o Ministério de Minas e Energia (MME, 2016), em 2014 o setor de transportes no Brasil consumiu 63,7 % de derivados de petróleo. A produção de derivados do petróleo nas refinarias nacionais atingiu um crescimento de 2,4 % em relação ao ano anterior (2013) e o grande destaque foi para o óleo diesel e a gasolina que participaram com 39 % e 20 %, respectivamente, da produção total. O setor de transporte respondeu por 77,1 % do consumo final energético de óleo diesel, seguindo o cenário mundial. De acordo com estatísticas da União Europeia, o transporte rodoviário contribui com 46% das emissões totais de óxidos de nitrogênio (NO_x), 57 % das emissões totais de monóxido de carbono (CO), 31 % das emissões totais de compostos orgânicos voláteis (COV) e 24 % do total de emissões de CO (INEA, 2011; SILVA et al., 2006).

Em geral, os países em desenvolvimento — como é o caso do Brasil — possuem condições e características mais favoráveis para que haja uma estrita associação entre a poluição do ar e o prejuízo à saúde humana (CARRERAS et al., 2015). Estas características e condições incluem a alta taxa de crescimento urbana, desigualdade social e ineficiência da regularização e controle das fontes de poluição atmosférica (D'ANGIOLA et al., 2010; REQUIA JÚNIOR et al., 2015b; SILVA et al., 2012).

As concentrações dos poluentes emitidos por veículos automotores diferem em relação ao tipo de motor/tecnologia, tipo de combustível, idade, manutenção, assim como em função do modo de condução do veículo. Os principais poluentes emitidos por veículos automotores são: o monóxido de carbono (CO), os óxidos de nitrogênio (NO_x), os hidrocarbonetos (HC), o material particulado (MP), os aldeídos (RCHO) e os óxidos de enxofre (SO_x) (AGUILAR-GÓMEZ et al., 2011; CETESB, 2014). Convém ressaltar ainda que, o desenvolvimento urbano leva ao demasiado crescimento da frota de veículos e das

distâncias percorridas, o que resulta em um aumento significativo dessas emissões, mesmo com os avanços tecnológicos na redução de emissões que vêm sendo implantadas nos veículos (LIMA, 2009; PERES et al., 2003; SILVA et al., 2006).

A cidade de Fortaleza no estado do Ceará representa a quinta cidade mais populosa do Brasil. Em 2014, a frota de veículos de Fortaleza e sua região metropolitana, contava com cerca de 1,3 milhões de veículos, dos quais 83 % pertenciam somente ao município de Fortaleza. No mesmo ano, 45,67 % desses veículos utilizaram somente gasolina C, enquanto 8,56 % utilizaram diesel, 3,20 % etanol hidratado, 2,59 % gás natural veicular (GNV) e 39,99 % dos veículos eram flex (gasolina/etanol). De acordo com dados do Departamento Estadual de Trânsito do Ceará (DETRAN-CE), a frota de veículos no Ceará teve um crescimento de 180 % nos últimos 10 anos. No Ceará, a frota total até setembro de 2016 era de 2.916.132 veículos, dentre os quais 1.361.769 (quase 50 %) estão em Fortaleza e sua Região Metropolitana (DETRAN-CE, 2016).

Convém ressaltar que o aumento da frota se tornou uma importante fonte de poluição do ar para a grande Fortaleza, a qual é composta por 18 cidades, representando, assim, a sexta maior Região Metropolitana do País. Entre alguns dos reflexos da elevada frota estão os grandes congestionamentos de veículos e emissões de gases poluentes em proporções cada vez mais elevadas, sendo apontadas como causadoras de problemas de saúde e ambientais. Este cenário é propício para realização de estudos que englobem as emissões oriundas do setor de transporte (CASSIANO et al., 2016; CAVALCANTE et al., 2009), sobretudo no que se refere a gestão de emissões atmosféricas como ferramenta que objetive a melhoria da qualidade de vida da população local.

Estudos realizados em alguns centros de pesquisas indicam graves consequências provenientes do impacto das emissões das frotas veiculares. Para tanto, inventários de emissões veiculares têm sido vastamente preparados e aplicados em grandes cidades do Brasil e no mundo, tais como Vitória - ES, Rio de Janeiro - RJ, São Paulo - SP, Buenos Aires, Londres, Nova Iorque, Índia, Beijing - China, entre outras, como medidas que vêm sendo tomadas pelos órgãos ambientais e outros segmentos da sociedade com o objetivo de reduzir e controlar as emissões (COOPER et al., 2014; D'AVIGNON et al., 2010; PERES et al., 2003). Contudo, alguns desses estudos, ainda se mostram incipientes quando não apresentam detalhadamente, a origem de cada emissão, nomeadamente, tipo de combustível, categoria de veículo, consumo estimado e/ou observado, entre outros.

Neste contexto, para o cálculo das emissões veiculares do presente estudo foi realizado um inventário no qual se identificou a frota circulante no município de Fortaleza e

em sua Região Metropolitana, a intensidade de uso dos veículos e os fatores de emissão. O resultado do procedimento utilizado neste inventário apresenta o total de emissões por tipo de poluente, por categoria de veículo, por combustível e por ano de fabricação. Para as estimativas de quantificação dos poluentes atmosféricos (i.e. CO, HC, RCHO, NO_x e MP) emitidos pelo setor de transporte, utilizou-se a metodologia *bottom-up*. Destaca-se que estudos dessa natureza, em que são estimadas/modeladas as emissões veiculares em Fortaleza e sua Região Metropolitana revelam-se precursores/pioneiros e que os resultados obtidos poderão ser aprimorados e ajustados para diferentes cenários, a fim de obter dados cada vez mais fidedignos.

2 OBJETIVOS

O trabalho tem como objetivo a modelagem das principais emissões veiculares nos anos de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana (RMF) utilizando a metodologia *bottom-up* amplamente reportada na literatura para esta aplicação.

Como objetivos específicos desse estudo, destacam-se:

- Aperfeiçoar um banco de dados referente à frota veicular em circulação na cidade de Fortaleza e Região Metropolitana (RMF), quanto à: categoria, ano de fabricação, tipo de combustível e consumo;
- Estimar a quantidade dos principais poluentes atmosféricos emitidos no escapamento veicular (NO_x , CO, HC, MP, RCHO) de motores ciclos Otto e Diesel, através da metodologia *bottom-up* para o município de Fortaleza e 5 (cinco) cidades de sua RMF com maiores frotas, nos anos de 2010 a 2015;
- Comparar as emissões estimadas da frota em circulação no município de Fortaleza e entre as 5 (cinco) cidades de sua RMF, com os de outras cidades em nível nacional e internacional;
- Propor estratégias de políticas públicas para reduzir as emissões desses poluentes atmosféricos na cidade de Fortaleza e sua RMF.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Poluentes atmosféricos

A expansão das atividades econômicas, o aumento exponencial da população e a necessidade de mobilidade das pessoas levaram ao aumento imperativo do consumo de combustíveis nos grandes centros urbanos. Isto tem gerado o aumento da poluição atmosférica, que nos dias atuais constitui um importante desafio ambiental e de saúde pública (AKIMOTO, 2003; BALDASANO et al., 2010; CNT, 2006; KARL; TRENBERTH, 2003; MORISHITA et al., 2006; PROGIOU; ZIOMAS, 2011; SOUZA et al., 2013).

Melhorar a qualidade do ar nas áreas urbanas é um importante desafio ambiental (AKIMOTO, 2003; MOLINA; MOLINA, 2004). A conscientização das pessoas sobre a poluição causada pelas emissões veiculares acontece de forma bem mais branda que a poluição causada pelas indústrias. Segundo Vieira (2009), isso ocorre porque as concentrações das emissões de poluentes no ar provocadas por um único veículo são geralmente baixas, e não possuem o efeito visual impactante das emissões de fumaça de uma chaminé de uma indústria, por exemplo. Todavia, são as emissões de milhares de veículos, em todo o mundo, que transformam a fonte individual e aparentemente pequena de um automóvel, em um problema significativo e de imensurável amplitude. Portanto, individualmente, a emissão de um veículo pode ser pequena. Porém, a concentração de milhares de veículos, fato que ocorre nas grandes cidades, gera toneladas de poluentes por dia (PCPV/INEA, 2011). De forma geral, estima-se que os veículos utilizados pelas pessoas nos seus deslocamentos emitem 527 mil toneladas de poluentes por ano no Brasil (ANTP, 2013).

Entre os poluentes emitidos pelos veículos, o material particulado — quer seja o PTS (Partículas Totais em Suspensão), ou o material particulado até 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$) ou de até 10 μm (MP_{10}) — pode reduzir a visibilidade em estradas, o que poderia resultar em graves acidentes, além de provocar sérios riscos à saúde das pessoas expostas a tais poluentes (MANAHAN, 2001). Existem ainda outros poluentes, relacionados com as emissões veiculares, como a amônia (NH_3), os compostos orgânicos voláteis (COV) e os óxidos de nitrogênio (NO_x), que são importantes precursores de aerossóis secundários, e que podem gerar uma série de reações fotoquímicas, uma vez que atingem uma certa concentração na atmosfera. Estas reações, além de provocar a opacidade do ar ora contaminado, aceleram a formação do fenômeno chamado de *smog* fotoquímico (JORQUERA, 2002; OLIVEIRA et al., 2011; TANG et al., 2016; ZHANG et al., 1998).

Uma grande e moderna preocupação, quando se aborda o assunto emissão de veículos a Diesel, concentra-se, mormente, nos óxidos de nitrogênio (NO_x) e nos MPs, tendo estes participações de reações fotoquímicas distintas, e na presença de outros elementos, forma compostos perigosos, além de estar diretamente relacionado (o NO_x) com as formações de chuva ácida, do ozônio troposférico e do *smog* fotoquímico (BAIRD; CANN, 2011; GUTTIKUNDA; GOEL; PANT, 2014; FORD; WECKSLER, 2005; JORQUERA, 2002; OLIVEIRA et al., 2011; SCHIRMER; QUADROS, 2010; WALLACE; HOBBS, 2006; WECKSLER, 2005).

3.1.1 Veículos automotores

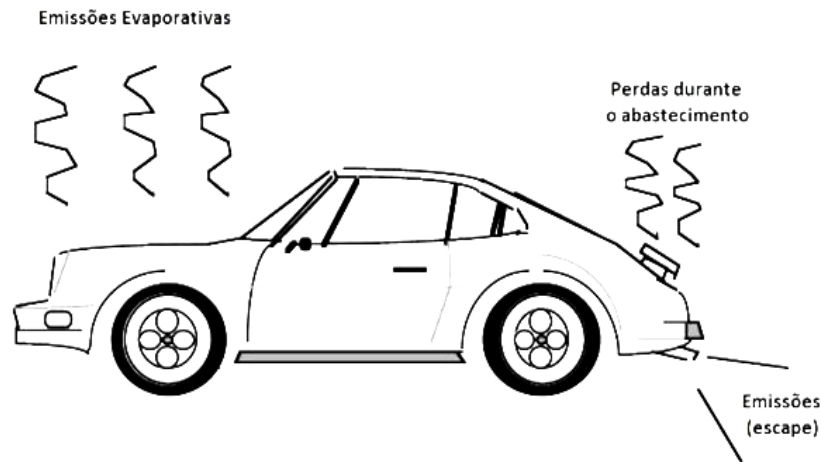
A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) classifica as fontes de poluentes atmosféricos como fixas e móveis. As fontes móveis são desmembradas em rodoviárias (*on-road*) e não-rodoviárias (*non-road*). Fontes móveis rodoviárias são automóveis, caminhões, ônibus e motocicletas. (VIEIRA, 2009; EPA, 2016). O tipo de veículo e de combustível utilizado, a atividade do tráfego (geralmente, quanto mais tráfego, maior a quantidade de emissões) e até a velocidade e direção do vento podem ter grandes efeitos sobre os níveis de poluentes emitidos nas vias. Acontecimentos comuns em grandes centros urbanos como congestionamentos, o movimento de “para-arranca” constante (oriundo da expressão *stop-and-go*) ou o tipo de via (ruas, avenidas, estradas), podem aumentar as emissões de determinados poluentes (EPA, 2016).

Com relação às emissões provenientes dos gases de escapamento de veículos automotores, as tecnologias de controle do motor e de pós-tratamento de gases conseguiram minimizar severamente as emissões de gases, tais como: monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO_2), material particulado (MP), aldeídos (RCHO) e hidrocarbonetos (HC). Porém todas essas medidas ainda não são suficientes e, portanto, sua redução ainda é objeto de estudo na indústria automobilística na busca de tecnologias para melhorar os níveis de emissões, uma vez que as normas ambientais estão cada vez mais restritivas (BOHON et al., 2011; CETESB, 2013; LEWTAS, 2007; LOU et al., 2015; OUYANG et al., 2014; SAIDUR et al., 2011; SHAHIR; JAWAHAR; SURESH, 2015; SUAREZ-BERTOIA et al., 2015).

As emissões dos veículos a combustão interna, podem ser divididas em dois grandes grupos, conforme a EPA (2016). O primeiro refere-se às emissões diretas, ou seja, inerentes ao funcionamento do veículo (emissão de gases de escape). O segundo grupo refere-

se às emissões que são denominadas emissões indiretas, i.e., aquelas provocadas pelo processo de produção e reabastecimento dos combustíveis dos veículos. Desta forma, os veículos emitem poluentes tanto por meio da oxidação de combustível quanto pela evaporação do mesmo, seja derivado do motor ou durante o seu abastecimento (ver Figura 1).

Figura 1 – Formas de emissão de veículos automotores.



Fonte: Adaptada de EPA (1994).

Além das emissões de escape, evaporativas e fugitivas, quando os veículos freiam, sobretudo bruscamente, podem lançar a poeira da rua (do solo) no ar. Os veículos com motor ciclo diesel podem emitir em maior quantidade poluentes do tipo NO_x e MP, enquanto que os veículos com motores ciclo Otto emitem em maior quantidade monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC) e outros compostos (EPA, 2016; JORQUERA, 2002; OLIVEIRA et al., 2011; TANG et al., 2016; VIEIRA, 2009) detalhados no parágrafo a seguir.

Os motores que seguem o ciclo Diesel (ignição por compressão ou espontânea) são basicamente caracterizados pela admissão inicial do ar e sua elevada compressão na câmara de combustão. Isto provoca o aumento da sua temperatura num nível tal que, quando o combustível é injetado, próximo do fim do ciclo de compressão, ocorre a combustão. Enquanto que os veículos equipados com motores de ciclo Otto (ignição por centelha) utilizam combustíveis mais voláteis e dispõem de tempos maiores para a formação da mistura. Em consequência desses fatores, a mistura resulta mais homogênea nos de ciclo Otto. Também esta é uma das razões dos motores Diesel trabalharem com misturas pobres. Neles o tempo para a formação da mistura é menor, pelo que, para assegurar uma combustão completa, deve existir excesso de ar (HEYWOOD, 1988). A falta deste excesso provoca a emissão de fuligem, monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HC), devido à combustão

incompleta. O motor Diesel não trabalha numa relação ar/combustível específica como é o caso do motor de ciclo Otto, dependendo da potência solicitada. Assim, para misturas muito ricas (com excesso de combustível), ocorre maior concentração de CO pelo fato de a combustão ser incompleta. Com relação às emissões de hidrocarbonetos não queimados, estas podem ser reduzidas pelo excesso de ar, isto é, utilizando uma mistura pobre, como no caso dos motores Diesel. No caso das emissões de NO_x, estas estão diretamente relacionadas com a temperatura de chama e a velocidade da combustão, com maiores valores oriundos das características dos motores ciclo Diesel (OLIVEIRA et al., 2011; TURNS, 2013).

3.1.2 Os efeitos na saúde e no meio ambiente

De acordo com a Organização Mundial da Saúde — OMS (WHO, 2014a), a poluição do ar é uma das principais causas para as doenças cardiorrespiratórias, as quais foram responsáveis por 4 (quatro) milhões de mortes mundiais em 2012, representando um grave problema de saúde pública no mundo todo (COHEN et al., 2005, FAJERSZTAJN et al., 2013; REQUIA JÚNIOR et al., 2016). A OMS estima que a poluição do ar urbano, de modo geral, causa 1,3 milhões de mortes no mundo todo, por ano (WHO, 2016). Além disso, estudos epidemiológicos mundiais mostram um aumento consistente na morbidade e na mortalidade cardíaca e respiratória devido à exposição à poluição do ar, causada em grande parte pelos veículos, nos grandes centros urbanos (DOCKERY et al., 1993; NEL, 2005).

Diversos são os efeitos nocivos à saúde e ao meio ambiente que os poluentes atmosféricos podem gerar. Ou seja, podem causar processos inflamatórios no organismo a depender do grau e do tempo de exposição. No aparelho respiratório a inflamação pode destruir o epitélio das vias aéreas; no sistema cardiovascular, poderá provocar inflamação de vasos sanguíneos e do músculo do coração — o que resultará certamente na obstrução das artérias e ensejará quadros de arritmia cardíaca (SALDIVA, 2006).

A exposição prolongada aos poluentes provoca efeitos lesivos potencialmente cancerígenos. De acordo com o Laboratório Experimental de Poluição Atmosférica da Universidade de São Paulo (USP), 8 % das mortes por doenças respiratórias e cardiovasculares de São Paulo são atribuídas à poluição atmosférica. A exposição ao dióxido de nitrogênio, por exemplo, está relacionada a mortes fetais na 28ª semana de gestação, segundo pesquisa desenvolvida no laboratório da USP (LYRA, 2008; REQUIA JÚNIOR et al., 2016; SALDIVA, 2006).

No trânsito urbano, a emissão de poluentes e o consumo do combustível sofrem impactos de acordo com eventos característicos do tráfego, como por exemplo, ultrapassagens, engarrafamentos, paradas bruscas, tipo de via, pavimentação, modo de condução (moderado, agressivo), entre outras (CASSIANO et al., 2016; CHATTERTON et al., 2015). Neste contexto, André e Hammarström (2000) avaliaram o efeito da velocidade dos veículos leves a gasolina (EURO I) em três principais cenários — urbano (20 km/h), rural (58 km/h) e rodoviário (120 km/h) — nas emissões de monóxido de carbono e consumo de combustível; sugerindo que a velocidade do veículo está associada ao maior consumo e maior quantidade de emissões.

Uma pessoa inala de 10.000 a 20.000 L/dia de ar, ou seja, de 7 a 14 L/min. O ar respirado, juntamente com poluentes particulados e gasosos, pode afetar tecidos e pulmões, entrar no sistema circulatório e se depositar de forma permanente no organismo humano, ocasionando malefícios e danos à saúde. As crianças respiram duas vezes mais ar que os adultos por unidade de peso corporal e, considerando que suas vias respiratórias e seus pulmões ainda não estão completamente formados, os danos à saúde causados pela poluição do ar, podem trazer danos para a vida inteira (VIEIRA, 2009).

Os principais poluentes atmosféricos oriundos dos veículos automotores, tais como CO, NO_x, MP, RCHO, HC, entre outros, e seus efeitos à saúde estão sumarizados na Tabela 1. Estes efeitos poderão variar dependendo do tipo de poluente, do tempo da exposição e das condições físicas e das idades do indivíduo exposto (JORQUERA, 2002; OLIVEIRA et al., 2011; SILVA, et al., 2006).

Os gases de escape dos motores a diesel são classificados como possíveis causadores do câncer aos seres humanos pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana (EPA, 2016). Estudos conduzidos na Califórnia e em Seattle concluíram que 70 % ou mais dos riscos à saúde a partir de toxinas surgem do escapamento de veículos a diesel (BAIRD; CANN, 2011).

Foi estimado que 6 % das mortes na Europa são causadas por exposição a material particulado oriundo da queima veicular de combustíveis fósseis (COLVILE; GOMEZ-PERALES; NIEUWENHUIJSEN, 2003). Estimam-se ainda 40.000 mortes prematuras causadas por poluição atmosférica na Áustria, Suíça e na França, relacionadas às emissões veiculares de material particulado. Metade das doenças respiratórias na China é causada pela poluição do ar. Estima que as mortes ao redor do mundo devido a poluição do ar somaram quase 3 milhões em 2001, podendo chegar a oito milhões em 2020 (BAIRD; CANN, 2011).

Tabela 1– Poluentes atmosféricos oriundos dos veículos automotores e seus efeitos à saúde humana.

Poluentes	Efeitos à saúde
Óxido de Enxofre (SO _x)	Tosse, rinite, queimaduras dos olhos e pele; danos sobre a vegetação; redução da resistência de pragas.
Material Particulado - MP (PTS, MP ₁₀ , MP _{2,5})	Diminuição da visibilidade; doenças pulmonares (asma, bronquites); carcinogênica potencial. Quanto menor for a partícula, mais perigosa para a saúde humana. Em exposição de longo prazo há risco de câncer no pulmão, doenças respiratórias obstrutivas crônicas, fibrose pulmonar, arteriosclerose, ao passo que a exposição de curto prazo pode causar exacerbação de outras doenças respiratórias, incluindo bronquite e asma, bem como mudanças na variabilidade da frequência cardíaca.
Monóxido de Carbono (CO)	Causa dor de cabeça, fadiga, perda dos sentidos, e em alguns casos, pode prejudicar e até mesmo impossibilitar o transporte de oxigênio para as células; provoca a diminuição das funções mentais, aumentando as doenças cardíacas e ocasionando em alguns casos a morte.
Aldeídos (RCHO)	Pode desencadear ou exacerbar desconforto respiratório, asma, infecções respiratórias, alergias, tonturas, náusea, tosse seca, irritação/coceira nos olhos, no nariz e na epiderme.
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	Causa irritabilidade aos olhos, nariz, mucosas e graves doenças respiratórias como enfisema pulmonar, bronquites, traqueítes e em casos mais graves, câncer.
Hidrocarbonetos (HC)	Causam efeitos sistêmicos, tais como anemias, náuseas, vômitos, distúrbios de consciência, convulsões, letargia.

Fonte: Adaptado de Baird e Cann (2011), Castro et al. (2013), Jorquera (2002), Oliveira et al. (2011), OMS (2016), Silva et al. (2006).

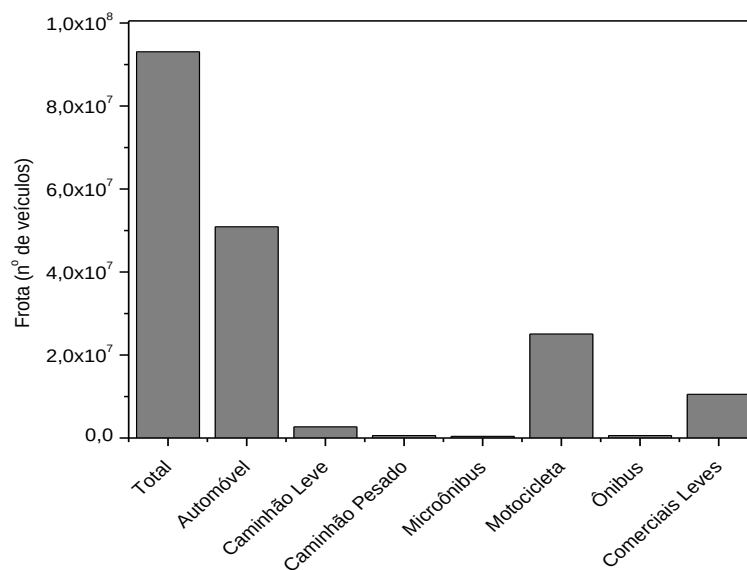
3.2 Perfil de frota em circulação no Brasil e no mundo

A frota mundial em 2010 foi estimada cerca de 1 bilhão de veículos. Atualmente, a frota mundial já ultrapassou 1,23 bilhões de veículos (OICA, 2012). Em 2010, o Brasil representava a oitava maior frota mundial, com um total de 32,1 milhões de veículos, o que representava 3,1 % do cenário mundial.

Atualmente, a frota brasileira é formada por automóveis (mais de 50 %), em segundo lugar por motocicletas (mais de 25 %) e veículos comerciais leves, totalizando mais

de 93 milhões de veículos em todo o país, segundo dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2016), como ilustrado na Figura 2. No que diz respeito ao presente trabalho, as categorias estudadas foram automóveis, comerciais leves, motocicletas, ônibus, micro-ônibus, caminhões leves e pesados, desprezando na modelagem as categorias triciclos, quadriciclos, trator, reboques e semirreboques, pois estes representam um pouco mais de 2 % da frota total.

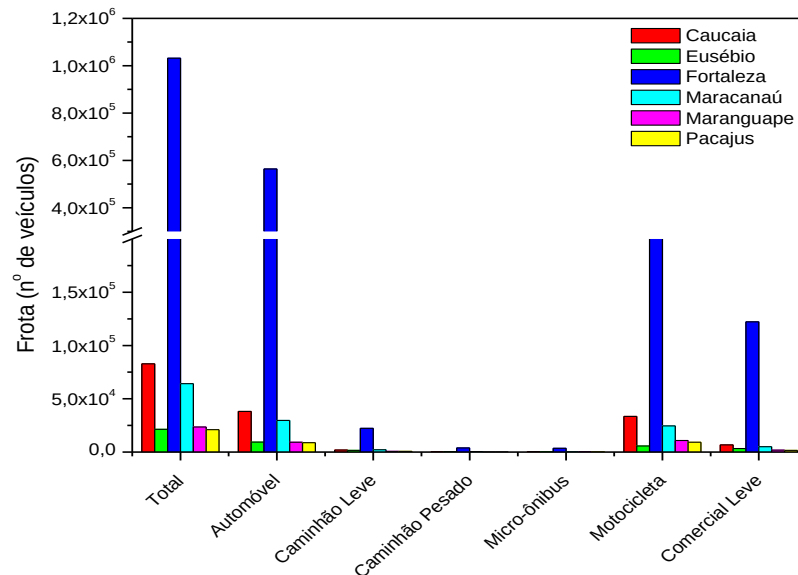
Figura 2 – Caracterização da frota brasileira por categoria de veículos.



Fonte: Adaptada de DENATRAN (2016).

As cidades da região metropolitana de Fortaleza que foram selecionadas para realizar as estimativas das emissões, além da própria capital, Fortaleza foram as que possuem maiores frotas, que são: Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus. Em comparação com a frota de Fortaleza e com as cinco cidades de maiores frotas da sua região metropolitana torna-se clara a semelhança das categorias que possuem maiores números de veículos que, em ordem decrescente, são: automóveis, motocicletas e comerciais leves, conforme pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 – Caracterização das frotas das cidades de Fortaleza, Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus, por categoria de veículos.



Fonte: Adaptada de DENATRAN (2016).

A matriz de transporte no Brasil é predominantemente rodoviária, com 96,2 % da matriz de transporte de passageiros e 61,8 % da matriz de transporte de cargas. A produção de veículos atingiu um total de 2.429.421 unidades em 2015 (CNT, 2016). Em geral, a grande maioria dos veículos em circulação no mundo faz uso de algum tipo de combustível fóssil (i.e., gasolina e diesel), emitindo assim poluentes característicos dependendo de sua composição e das condições operacionais de queima (AGUIAR et al., 2015; BAUKAL et al., 2011; TURNS, 2013).

De acordo com a Organização Internacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (OICA), a indústria automobilística movimentou cerca de US\$ 2,5 trilhões em 2005. Já em 2010, a frota mundial era de 985 milhões. Ao final de 2011, houve um aumento real de 3,6 %, ultrapassando assim a marca de mais de 1 bilhão de veículos. O país que passou a ser o maior responsável pelo crescimento da frota mundial foi a China, com a venda de 12.829.752 veículos (OICA, 2016; TANG et al., 2016).

Globalmente, o setor de transportes contribui fortemente para o aumento das emissões de gases poluentes. A Agência Internacional de Energia (AIE) prevê o aumento nas emissões de CO e CO₂ provenientes do tráfego em todo o mundo, mantendo o ritmo com aumentos médios de outros setores, tais como indústria e serviços (GABRIEL et al., 2011;

OICA, 2016). As emissões oriundas do setor de transportes, individualmente, são baixas se comparadas com o setor industrial. Todavia, devido a crescente e astronômica quantidade de veículos em inúmeras cidades do mundo, os veículos automotores tornam-se um dos principais poluidores do ar (EPA, 2016).

3.3 Legislação de emissão veicular — nacional e internacional

Com a ligação direta entre as emissões dos veículos e os danos ambientais e à saúde humana, órgãos de controle ambiental de países do mundo inteiro tem estabelecido regulamentações que limitam as emissões dos tubos de escape do veículo — para HC, CO, NO_x e partículas (OLIVEIRA et al., 2011; SILVA et al., 2006).

No Brasil, a preocupação em proteger a saúde humana dos efeitos causados pela poluição do ar é antiga. Existe desde 1941, quando a Lei de Contravenções Penais – Decreto 3.688, em seu artigo 38, já considerava uma violação “provocar abusivamente, emissão de fumaça vapor ou gás, que possa ofender ou molestar alguém”. Todavia, foi com a Portaria 231, de 1976, do Ministério do Interior, que a poluição do ar passou a ser disciplinada em nível nacional (FRONDIZI, 2008).

Posteriormente, a Lei nº 6.938/1981 atribuiu ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), entre outras, a competência para estabelecer, privativamente, normas e padrões nacionais de controle da poluição por veículos automotores, aeronaves e embarcações, mediante audiência dos Ministérios competentes (art. 8º, inciso VI). Com base nessas competências a ele atribuídas, o CONAMA vem estabelecendo, por meio de resoluções, as normas para o controle da emissão de poluentes do ar por fontes fixas e móveis, assim considerando os veículos automotores. Esse estabelecimento de metas iniciou-se em 1986, quando o CONAMA instituiu por meio da Resolução nº 18/86, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, com o objetivo principal de reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores, visando o atendimento aos padrões de qualidade do ar, especialmente nos centros urbanos.

Na referida resolução supracitada, os veículos automotores são divididos em veículos leves (até 3.856 kg de peso bruto total) e veículos pesados (acima de 3.856 kg de peso bruto total). A Tabela 2 ilustra as principais categorias/características da frota brasileira definida pelo PROCONVE.

Tabela 2– Categorias da frota brasileira e suas características.

Categoria da Frota	Características	Exemplos
Veículo leve de passageiros	Projetado para o transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga.	
Comercial leve	Projetado para o transporte de carga ou misto, para o transporte de mais que 12 passageiros, ou com características especiais para uso fora de estrada.	
Veículo pesado	Ônibus e caminhões projetados para o transporte de passageiros e/ou carga.	
Veículo de duas rodas	Ciclomotores, motocicletas e similares.	

Fonte: IBAMA (2016).

Em 2002, foi introduzido o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT, através da Resolução nº 297/2002 do CONAMA, com o objetivo de complementar o controle do PROCONVE e contribuir, sobretudo, para reduzir a poluição atmosférica oriunda da frota de motocicletas, ora tão crescente no Brasil. A legislação que fundamenta o PROMOT foi baseada nas legislações vigentes na Europa.

Os limites de emissões dos veículos automotores estabelecidos pelo PROCONVE (veículos ciclo Otto e veículos ciclo Diesel) e PROMOT (Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares) em vigor, estão relacionados na Tabela 3. É importante salientar que a redução de emissões dos veículos em uso é necessária para garantir que as exigências para os veículos novos sejam mantidas ao longo de sua vida útil, conforme previsto pelas fases do PROCONVE/PROMOT.

Destaca-se que a sétima fase do PROCONVE, versão brasileira da direttriz europeia Euro V, prevê a substituição de veículos, ônibus e caminhões a diesel, para aqueles contendo a tecnologia SCR, a fim de reduzir as emissões de NO_x, com injeção de ureia para sua neutralização (OLIVEIRA et al., 2011).

Tabela 3 – Limites de emissão em vigor no Brasil estabelecidos pelo PROCONVE e PROMOT.

Programa	PROCONVE Veículos do ciclo Otto	PROMOT Motocicletas		PROCONVE Veículos do ciclo Diesel
Fase/ano de implementação	L ₆ / 2014	M ₃ / 2009		P ₇ ⁽¹⁾ / 2012
		< 150 cilindradas	≥ 150 cilindradas	
Limite de emissão de CO (g/km)	1,30	2,0	2,0	1,50
Limite de emissão de HC (g/km)	0,30	0,56	0,25	0,46
Limite de emissão de NO _x (g/km)	0,08	0,13	0,17	2,00
Limite de emissão de MP (g/km)	0,025	-	-	0,02
Limite de emissão de RCHO (g/km)	0,02	-	-	-

Fonte: Adaptado de IBAMA (2016) e MMA (2016).

No que diz respeito às legislações internacionais, as principais organizações ambientais que relacionam as emissões de poluentes derivadas de veículos automotores no mundo são: *California Air Resources Board* (CARB), *U.S. Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), *European Environment Agency* (EEA) e a legislação japonesa (BOSCH, 2005; DAMM, 2002; EEA, 2016; VALLERO, 2014). Em 1990, nos Estados Unidos, o *Clean Air Act Amendments* (CAAA) regulamentou os padrões de qualidade do ar em todo o país. Os poluentes regulamentados foram o CO, o NO₂, o material particulado de tamanho menor que 10 µm (MP₁₀) e o ozônio (O₃). Dessa forma, limites mais rigorosos de emissões e novas tecnologias para redução nas emissões veiculares têm sido implementados de forma gradual em vários locais do mundo. Ratifica-se ainda que os limites máximos de emissões são determinados em função do tipo de veículo (CAPPIELLO, 2002). Na Europa, os limites de emissão estão estabelecidos nas normas EURO de controle de emissão (BOSCH, 2005). Atualmente encontra-se em vigência a EURO VI, conforme Tabela 4.

Tabela 4– Padrão de emissões segundo as normas na Europa.

Estágio	Data	CO	HC	NO _x	MP
Euro VI (Diesel) – Ignição por compressão	2013	1,5 g/kWh	0,13 g/kWh	0,40 g/kWh	0,01 g/kWh
Euro VI (gasolina) – Ignição comandada	2014	1,0 g/km	0,10 g/km	0,06 g/km	0,005 g/km

Fonte: www.diselnet.com (2016).

Nos Estados Unidos, os primeiros limites de emissão foram introduzidos em 1974 e, gradualmente, foram sendo reduzidos em uma série de etapas. Atualmente, as normas de emissão para veículos pesados (Tabela 5), por exemplo, são obrigatórias e foram gradualmente implementadas ao longo do período de 2007 até 2010.

Tabela 5 – Limites máximos de emissões de veículos nos Estados Unidos (EPA) para veículos pesados em (g/kWh).

Ano de Implementação	CO (g/kWh)	HC (g/kWh)	NO _x (g/kWh)	MP (g/kWh)
2015	20,8	0,19	0,027	0,013

Fonte: DieselNet (2016) e EPA (2016).

No Japão, os limites de emissão são determinados pelo ministério do meio ambiente sob a autoridade das leis japonesas de controle da poluição do ar e foram estabelecidos pela primeira vez na década de 70. Desde o ano 2000, as normas de emissão japonesas foram renovadas por três vezes (FAIZ; WEAVER; WALSH, 1996). Atualmente, os limites que se encontram em vigor são os demonstrados nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 – Limites máximos de emissões de veículos a Diesel no Japão.

Peso do veículo	Data	CO (g/kWh)	HC (g/kWh)	NO _x (g/kWh)	MP (g/kWh)
< 1250 kg	2009	0,63	0,024	0,08	0,005
> 1250 kg	2009	0,63	0,024	0,08	0,005

Fonte: DieselNet (2016).

Tabela 7 – Limites máximos de emissões de veículos a gasolina no Japão.

Ano de implementação	CO (g/kWh)	HC (g/kWh)	NO _x (g/kWh)	MP (g/kWh)
2009	1,15	0,05	0,05	0,005

Fonte: DieselNet (2016).

Comparativamente, os limites para NO_x, por exemplo, de acordo com o padrão japonês para veículos pesados é de 0,4 g/kWh ao invés do limite anterior que era de 0,7 g/kWh. Já nos Estados Unidos o limite atual para NO_x é de 0,2 g/kWh ao invés do limite anterior que era de 0,3 g/kWh. O limite para emissões de NO_x na Europa é de 2,0 g/kWh em

vez da anterior que era de 3,5 g/kWh. E finalmente, no Brasil, o limite estabelecido pelo PROCONVE para veículos pesados do ciclo DIESEL é de 2,0 g/km (OLIVEIRA et al., 2011).

3.4 Principais centros urbanos no Brasil

Tendo em vista a deficiência crônica de sistemas de transporte coletivo adequados nos grandes centros urbanos do Brasil, tem ocorrido um forte aumento da motorização individual, o que resulta numa incomensurável intensificação do tráfego. Além de causar congestionamentos constantes, com a consequente degradação ambiental, devido à poluição do ar e sonora provocada pelos veículos automotores, o crescimento do número de veículos eleva os custos socioeconômicos e provoca sérios danos à saúde humana, carecendo serem adotadas medidas eficazes de controle da poluição veicular, direta ou indiretamente (BORGER; PROOST, 2013; SILVA et al., 2012; VENTURINI, 2009; ZHANG; BATTERMAN, 2013).

Criada pela Lei Complementar nº 14, de 8 de junho de 1973, que instituía, também, outras regiões metropolitanas no país, a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) também conhecida como Grande Fortaleza, possui 4.019.213 habitantes (IBGE, 2016), sendo a mais populosa do Norte-Nordeste e a sexta maior região metropolitana do Brasil, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Principais regiões metropolitanas do Brasil.

Posição	Região metropolitana	Número de Municípios	População ⁽²⁾	Frota total em 2016 ⁽¹⁾
1º	Região Metropolitana de São Paulo	39	21 242 939	12.256.921
2º	Região Metropolitana do Rio de Janeiro	21	12 330 186	4.235.277
3º	Região Metropolitana de Belo Horizonte	16	5 873 841	2.022.091
4º	Região Metropolitana de Porto Alegre	34	4 282 410	2.342.551
5º	Região integrada de desenvolvimento do DF e entorno	23	4 291 577	2.022.963
6º	Região Metropolitana de Fortaleza	19	4 019 213	1.342.144

Fonte: Adaptada de DENATRAN (2015)⁽¹⁾ e IBGE (2016)⁽²⁾.

3.5 Inventários de emissões de fontes móveis

Segundo Tang et al. (2016) o inventário de emissões veiculares é útil para descrever as características da poluição veicular na região estudada e pode fornecer dados confiáveis para modelar e desenvolver uma política, com foco sobretudo na melhoria da qualidade do ar da localidade. Igualmente, com base nos resultados obtidos através dos inventários de emissões veiculares é possível subsidiar políticas públicas voltadas para promover o desenvolvimento de baixo carbono no setor de transporte das grandes cidades (SOUZA et al., 2013).

Os maiores impactos dos níveis de poluição do ar sobre as grandes cidades geralmente são determinados através de resultados obtidos pelos inventários de emissões atmosféricas. Estimar e analisar as emissões de poluentes atmosféricos constitui um instrumento estratégico para o manejo do recurso atmosférico e reflete a intensidade com que diferentes usuários utilizam este recurso ambiental comum. Tanto as fontes fixas como móveis necessitam serem inventariadas continuamente a fim de direcionar as medidas preventivas ou corretivas que assegurem a melhoria e manutenção da qualidade do ar (LYRA, 2006; INEA/RJ, 2016).

No Brasil, principalmente alguns órgãos de controle e planejamento ambiental, bem como institutos, centros de pesquisas e universidades, vêm realizando trabalhos no intuito de quantificar as emissões atmosféricas nos grandes centros urbanos e identificar as principais fontes de poluição, de forma a propor medidas para a sua mitigação.

O maior exemplo disso é a CETESB — Companhia Ambiental do Estado de São Paulo — que lançou no ano de 2015, a 4ª edição do Relatório Emissões Veiculares no Estado de São Paulo, o qual traz estimativas de emissão de poluentes por veículos rodoviários no período de 2006 a 2014, seguindo bases metodológicas semelhantes, porém, aprimoradas de edições anteriores (CETESB, 2015).

Outro exemplo de utilização deste procedimento foi adotado no estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, onde foram utilizados os métodos para elaboração de inventários de emissões veiculares recomendados pela *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos (FEPAM/RS, 2009). Nesse estudo — que foi o 1º inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do estado do Rio Grande do Sul (ano base: 2009) — constatou-se que a maior parte dos veículos é movida a gasolina, a qual é responsável pela maioria das emissões de CO, aldeídos e hidrocarbonetos (TEIXEIRA, 2009).

Em consonância, Loureiro (2005) relata que uma das ferramentas mais úteis na gestão da poluição atmosférica presente nos grandes centros urbanos é o Inventário de Emissões Veiculares (IEV), que consiste no levantamento das emissões de poluentes emitidos pela frota de veículos automotores na região a ser estudada, segundo uma metodologia adequada, para a avaliação da contribuição dos veículos automotores na poluição do ar (ALLENDE et al., 2015; CETESB, 2015).

Vale ressaltar que diversas metodologias podem ser utilizadas para modelar as emissões de fontes móveis. Cai e Xie (2007) realizaram estimativas de inventários de emissões veiculares na China nos anos de 1980 a 2005 usando o programa COPERT III (do inglês, *Computer Programmer to calculate Emissions from Road Transport*). Os autores estimaram a emissão de poluentes atmosféricos oriundos dos transportes rodoviários e identificaram os níveis máximos para cada um deles (CH₄, CO, NMVOC, NO_x, MP₁₀ e SO₂).

Tang et al. (2016) publicaram novas estimativas sobre as emissões na China de 2006 até 2010, tendo em vista que o número total de veículos passou de 14,5 milhões em 1999 para 78,1 milhões em 2010 — um aumento de 437 % em 12 anos, resultado do célere e abissal desenvolvimento da economia chinesa.

Lima et al. (2009) adaptaram um modelo de emissão CMEM (*Comprehensive Modal Emission Model*) à frota da cidade de Maringá (Paraná) e a aplicaram na estimativa da dispersão de CO em três regiões da cidade. Em consonância com os outros estudos apresentados aqui, os dados da frota cadastrada foram colhidos aplicando a metodologia da CETESB, a obtenção de fatores de emissão ponderados de HC, CO, NO_x e CO₂ e o fator de consumo, os quais foram usados como referência na adaptação do modelo de emissão. Para a estimativa das emissões de HC, CO, NO_x e RCHO foi adotada a abordagem *bottom-up*, devido a qualidade dos dados disponíveis. A etapa de estudo envolveu a estimativa das emissões por meio da metodologia da CETESB (*bottom-up*) e a segunda parte abordou a adaptação do modelo CMEM às emissões de HC, CO, NO_x, CO₂ à frota de Maringá no ano de 2005.

Em 2004, a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) realizou o inventário de emissões atmosféricas de origem veicular para a região metropolitana do Rio de Janeiro. Este estudo apontou que as emissões veiculares são responsáveis por 77 % das emissões nesta região, e também as vias de maior tráfego e, conseqüentemente, de maiores emissões. Em função da importância do modo rodoviário no contexto de emissões atmosféricas, há a necessidade de maior aprofundamento e conhecimento dos fatores que influenciam em sua participação no cenário brasileiro. (FEEMA, 2011).

No ano de 2016, com o objetivo de diagnosticar as áreas que sofrem maior contribuição da poluição veicular, subsidiando o governo quanto às ações de controle, como a geração de cenários futuros de qualidade do ar através de modelagem atmosférica de melhores resoluções, foi realizado (usando também a metodologia *bottom-up*) o 2º Inventário de Emissões Veiculares da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, contemplando dados e análises sobre as emissões de origem veicular nessa região, impactada diariamente pela circulação de veículos, além de atualizar os dados do primeiro levantamento sobre o tema (INEA/RJ, 2016).

O inventário da região metropolitana de Salvador, por sua vez, foi baseado nas emissões de fontes fixas e veiculares existentes tanto na capital Salvador, como por toda sua região metropolitana composta por doze municípios, com área aproximada de 6.536 km² e população de três milhões de habitantes. Segundo Lyra (2006), as emissões veiculares representam 75 % das emissões totais dos poluentes como CO, NO_x e SO₂ e MP. O autor fez uso dos fatores de emissão da U.S.EPA (1996) e da metodologia *bottom-up*. É fato que de 1992 a 2003 a frota total de Salvador cresceu 21,4 %, sendo que os veículos movidos à gasolina aumentaram em relação a álcool. A frota de automóveis representa 77,6 % do total dos veículos. Analisando os resultados encontrados, verificou-se que, as emissões de monóxido de carbono (CO) de óxidos de nitrogênio (NO_x) representavam, respectivamente, 57 % e 28 % das emissões totais. Os resultados encontrados foram similares a outros inventários encontrados em outras regiões metropolitanas, como por exemplo, São Paulo e Campinas (LYRA, 2006).

Convém destacar o trabalho de Pouliot et al. (2015), que fizeram uma análise dos inventários de emissões e das emissões de alguns países da Europa e também da América do Norte, para a 2ª fase do projeto chamado Iniciativa Internacional de Avaliação da Qualidade do Ar (AQMEII). Segundo os autores, houve uma considerável redução nas emissões de CO, NH₃ e SO₂ durante a transição das fases 1 e 2 do projeto AQMEII, que aconteceu em 2006. Entre 2006 e 2009 conseguiu-se uma redução significativa nas emissões, principalmente de PM e SO₂ devido à criação e implementação das chamadas Áreas de Controle de Emissões de Enxofre no Mar do Mar Báltico. Em termos globais, no domínio da União Europeia entre 2006 e 2009, as emissões de NO_x diminuíram 10 %, SO₂ em 18 %, CO em 12 %, PM_{2,5} em 5 %, PM₁₀ em 6 %, NMVOC em 11 % e NH₃ em 1 %. Entre os anos de modelagem de 2006 e 2010, as emissões estimadas nos EUA de NO_x diminuíram 17 %, SO₂ em 29 %, CO em 21 %, PM_{2,5} em 12 %, PM₁₀ em 7 %, NMHC em 4 % e NH₃ em 2 % enquanto as emissões canadenses e mexicanas mantiveram-se constantes.

Réquia Júnior, Koutrakis e Roig (2015), para modelar e calcular as emissões no Distrito Federal, utilizaram a metodologia *bottom-up*. Os veículos leves representaram a categoria dominante e foram os principais responsáveis pelos índices de emissões de CO (68,9 %), CH₄ (93,6 %) e CO₂ (57,9 %) enquanto os veículos pesados foram os responsáveis pelas emissões de NMHC (92,9 %), NO_x (90,7 %) e MP (97,4 %).

Schifter et al. (2005) realizaram o inventário de emissões de veículos motorizados na região metropolitana da Cidade do México para o ano 2000. As emissões de escape de veículos leves e médios de gasolina contribuíram com 2.065, 238 e 179 toneladas métricas/dia de CO, HC e NO_x, respectivamente; uma redução de 31 % de CO de 1994 a 2000.

Smit et al. (2010) apresentaram uma grande análise de 50 estudos que tratam da validação de vários tipos de emissões de tráfego, como por exemplo: modelos de velocidade média, de situação do tráfego, de variável de tráfego, variável de ciclo e modal. Os estudos de validação empregam medições em túneis, medições de sensores de concentração, testes laboratoriais e técnicas de balanço de massas. Uma de suas conclusões é que vários modelos são apenas parcialmente validados ou não são validados. E também que modelos mais complexos apresentam uma margem de erro maior, portanto, quanto mais simples, ou seja, menos complexo for o modelo para realizar um inventário, menor a probabilidade de haver erros crassos.

Teixeira, Feltes e Santana (2008) utilizaram o método utilizado (*bottom-up*), também utilizado pela CETESB para realizar o estudo das emissões de fontes móveis na Região Metropolitana de Porto Alegre/RS e constataram que os veículos a gasolina ainda são responsáveis pela emissão das maiores concentrações de CO e HC, enquanto os veículos a diesel representam a fonte das maiores concentrações de NO_x, MP e SO_x. A Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) é formada por 31 cidades distribuídas em uma área de 9.825,61 km². Estima-se que a frota circulante nesta região corresponda a 20 % do total das 3,1 milhões de unidades de todo o estado. Nos resultados obtidos, a predominância da categoria de automóveis, cerca de 800 mil circulando na RMPA, foi de veículos com propulsão a gasolina (85 %). Os aldeídos (R-CHO), que são poluentes mais peculiares de veículos a álcool, são emitidos em maior quantidade pela frota a gasolina, o que pode ser explicado pela presença de etanol (24 %) na mesma.

Baidya e Borken-Kleefeld (2009) utilizaram a metodologia *bottom-up* na estimativa de emissões veiculares na Índia. Uma das conclusões alcançadas foi que o transporte rodoviário consome cerca de 40% do total de gasolina utilizada na Índia, o que vem a representar mais de 400 toneladas de emissões de CO e VOC, mais de 90 % de CH₄ e 64 %

de HC emitidos. O transporte rodoviário também foi o grande responsável pelo aumento das emissões de CO₂, pois de 57 a 70 toneladas emitidas em 1990 passou a emitir de 134 a 220 toneladas em 2005.

Wang et al. (2016) também utilizaram a metodologia *bottom-up* para estimar as emissões de veículos na área urbana de Pequim (China), tendo em vista que, as emissões de gases de escape dos veículos representam uma grave ameaça nos últimos anos, na qualidade de vida dos habitantes de Pequim. Segundo os pesquisadores, foi possível estimar com precisão e magnitude a distribuição dessas emissões, a fim de reduzir a incerteza da modelagem local como avaliação da qualidade do ar. Os estudos foram realizados na área urbana de Pequim em 2005. De forma geral, os resultados de emissões obtidos foram de: $13,33 \times 10^4$ toneladas de HC; $100,02 \times 10^4$ toneladas de CO e $7,55 \times 10^4$ toneladas de NO_x.

Fica claro que a maioria dos inventários se baseia na metodologia empregada pela *U.S Environmental Protection Agency* (EPA), a *bottom-up* e, apesar da significativa contribuição das fontes estacionárias para o cenário das emissões atmosféricas, as fontes móveis representam em média 75 % do total de emissões de poluentes. O acréscimo de etanol anidro à gasolina (estabelecido pela maioria das legislações internacionais) contribuiu de forma significativa para a redução nas emissões de monóxido de carbono e material particulado, principalmente, tendo em vista que a categoria dominante na maioria dos inventários são os automóveis.

Notadamente, diferentes autores e organismos têm elaborado inventários de emissões de poluentes em regiões urbanas pelo mundo inteiro (como Porto Alegre, Rio de Janeiro, São Paulo, Salvador, Campinas, Austrália, Cidade do México, China, Índia entre outras), utilizando diversas abordagens, tais como o uso de programas de simulação, imagens por sensoriamento remoto, fatores de emissão da literatura, dados de monitoramento contínuo de poluentes, conforme resultados demonstrados na Tabela 9, que resume cada trabalho supracitado, e os resultados encontrados – de emissão de poluentes (ARRIAGA-COLINA et al., 2004; SOUZA et al., 2013; TEIXEIRA; FELTES; SANTANA, 2008; UEDA; TOMAZ, 2011).

Fortaleza, como sendo a quinta maior capital do Brasil, além de ter a 6ª maior região metropolitana do país, também obterá através do presente trabalho informações importantes sobre as emissões veiculares. Não obstante, com base nos resultados obtidos através de um levantamento como este, será possível subsidiar políticas públicas voltadas para promover o desenvolvimento de baixo teor de poluição no setor de transporte das cidades (SOUZA et al., 2013).

Na Tabela 9 apresentada, as emissões oriundas dos veículos automotores, tipicamente relacionadas nesses estudos são: monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metano (NMHC), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado (MP) e aldeídos (RCHO). Em geral, nestas análises tiveram presentes como principais variáveis:

- (1) a frota circulante — conjunto de veículos circulando efetivamente na região;
- (2) a curva de sucateamento — cálculo para a exclusão dos veículos fora de circulação;
- (3) a intensidade de uso ajustada — quilometragem percorrida por um veículo ao longo de um ano;
- (4) o fator de emissão — massa de poluentes emitida pelos veículos ao circular por uma determinada distância.

A quantificação de poluentes veiculares emitidos, em geral, é simples, porém, depende de uma variável cuja obtenção é bastante complicada: o fator de emissão de cada poluente. O fator de emissão de um poluente varia de acordo com o tipo de combustível, sua composição, ciclo do motor do veículo e quilometragem rodada, entre outros fatores (LIMA; GIMENES; LIMA, 2009). Vale ressaltar ainda que as estimativas de emissões veiculares encontradas na literatura, em sua maioria, são limitadas a um único tipo de poluente e uma única categoria de veículo ou combustível.

Em geral, com base nesses inventários foi possível projetar cenários que levassem em conta a substituição modal e assim gerar mais subsídios para elaboração de políticas benéficas ao meio ambiente. Convém ressaltar que alguns desses trabalhos, em sua totalidade, não apresentam muitas vezes informações detalhadas quanto à contribuição do fator de emissão oriundo de cada categoria veicular, tipo de combustível, entre outros aspectos, em se tratando da complexidade desse tipo de estudo.

Tabela 9 – Comparação entre as emissões veiculares obtidas em inventários realizados algumas cidades do Brasil e do mundo.

Autor (ano)	Área de Estudo	CO (ton/ano)	HC (ton/ano)	NOx (ton/ano)	RCHO (ton/ano)	MP (ton/ano)
Lyra (2006)	Salvador e Região Metropolitana	276.066	54.633	134.168	-	10.019
Pouliot et al. (2015)	EU-27*	24,6	7.138	9.049	-	1.909
Réquia Júnior, Koutrakis e Roig (2015)	Distrito Federal	119,3	177,5	154,3	-	5.107
Schifter et al. (2005)	Cidade do México	2.065	238	179	-	-
Smit, Ntziachristos e Boulter (2010)	Austrália	936.869,3	-	305.601,7	2.005,9	26.146,8
Baidya e Borken-Kleefeld (2009)	Índia	9.258	2.213	2.545	-	444
Tang et al. (2016)	China	34.175.200	-	5.167.500	-	830.700
CETESB (2015)	Estado de São Paulo	417.000	85.000	196.852	1.800	5.558
Souza et al. (2013)	Estado do Rio de Janeiro	87.390	-	48.613	318	852
Teixeira, Feltes e Santana (2008)	Região Metropolitana de Porto Alegre (RS)	195,7	23,5	34,1	0,2	2,4
Ueda e Tomaz (2011)	Região Metropolitana de Campinas (SP)	244,4	30,2	46,4	0,4	2,3
Grauer (2013)	Curitiba (PR)	62.457	24.146	5.525	336	793
Lima, Gimenes e Lima (2009)	Maringá (PR)	14.718	-	1.092	66	-
Wang et al. (2016)	Beijing (China)	$100,02 \times 10^4$	$13,33 \times 10^4$	$7,55 \times 10^4$	-	-

*EU-27 Estados-Membros: Áustria, Bélgica, Bulgária, Chipre, Dinamarca, Estónia, Finlândia, França, Alemanha, Grécia, Hungria, Irlanda, Itália, Letónia, Lituânia, Luxemburgo, Malta, Países Baixos, Polónia, Portugal, República Eslovaca, Eslovénia, Espanha, Suécia e Reino Unido.
Fonte: Autor (2016).

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da área de estudo

O estado do Ceará – localizado no nordeste do Brasil – é composto por 184 municípios e conta com uma frota de 2.828.433 veículos, contabilizados até dezembro de 2015. Desse total, 1.370.303 de veículos pertencem à Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), que é formada por 19 municípios, incluindo a capital Fortaleza (DETRAN, 2017). Portanto, a frota veicular da RMF corresponde a quase 50 % da frota total do estado do Ceará. Considerando as maiores frotas dentro da RMF, o presente estudo abrange a estimativa das emissões veiculares, entre os anos de 2010 e 2015, das principais cidades da RMF que são Fortaleza, Caucaia, Maracanaú, Maranguape, Eusébio e Pacajus (destacadas na Tabela 10). Vale ressaltar que a maioria dessas cidades faz fronteira com a capital Fortaleza (Figura 4).

Tabela 10 – Cidades que compõem RMF e suas características demográficas no ano de 2016.

Municípios	Frota ^a (nº veículos)	População ^b 2016	Área da Unidade Territorial ^b (km²)	Densidade Demográfica (hab/km²)
1 Aquiraz	9.405	72.628	482,38	150,5
2 Cascavel	8.982	66.142	835,003	78,99
3 Caucaia	41.926	325.441	1.228,51	264,91
4 Chorozinho	2.939	18.915	278,413	67,94
5 Eusébio	10.587	46.033	79,005	582,66
6 Fortaleza	707.732	2.452.185	314,93	7.786,44
7 Guaiuba	1.807	24.091	267,128	90,19
8 Horizonte	9.384	55.187	159,98	344,96
9 Itaitinga	4.437	35.817	151,633	236,51
10 Maracanaú	34.226	209.057	106,648	1.960,25
11 Maranguape	12.225	113.561	590,873	192,19
12 Pacajus	12.158	61.838	254,636	243
13 Pacatuba	5.902	72.299	131,994	547,74
14 Pindoretama	2.256	18.683	75,14	256,06
15 São Gonçalo do Amarante	5.742	43.890	834,448	52,6

Fonte: ^aDados interno do DETRAN-CE; ^bIBGE (2016).

Figura 4 – Mapa dos municípios que compõem a RMF.



Fonte: www.anuariodefortaleza.com.br (2016).

4.2 Poluentes inventariados

As emissões veiculares de exaustão avaliadas no presente estudo se referem aos poluentes monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado (MP), aldeídos (RCHO) e NMHC (hidrocarbonetos não metano). Tais poluentes representam as substâncias usualmente monitoradas e consideradas nos principais estudos reportados na literatura (ARRIAGA-COLINA et al., 2004; CETESB, 2015; FEEMA, 2011; SOUZA et al., 2013). As emissões de óxidos de enxofre (SO_x), dióxido de carbono (CO_2) e ozônio (O_3) foram negligenciadas por serem estimadas através de outra metodologia, a *top-down*, não utilizada no presente trabalho.

Assim, as emissões oriundas dos veículos automotores da RMF foram calculadas a partir da metodologia *bottom-up* (ver seção 4.4), com dados subdivididos em sete principais categorias, como apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 – Categorias consideradas na modelagem das emissões veiculares na RMF.

Categoria de veículos	Tipos de combustíveis	Poluentes atmosféricos inventariados				
		CO	NO _x	MP	RCHO	NMHC
Automóveis	Gasolina	x	x	x	x	x
	Etanol ⁽²⁾	x	x	-	x	x
	Flex – gasolina	x	x	x	x	x
	Flex – etanol ⁽²⁾	x	x	-	x	x
Comerciais leves	Gasolina	x	x	x	x	x
	Etanol ⁽²⁾	x	x	-	x	x
	Flex – gasolina	x	x	x	x	x
	Flex – etanol ⁽²⁾	x	x	-	x	x
Motocicletas	Gasolina C	x	x	x	x	x
	Flex – gasolina	x	x	x	x	x
	Flex – etanol ⁽²⁾	x	x	-	x	x
Comerciais leves	Diesel ⁽³⁾	x	x	x	-	x
Caminhões ⁽¹⁾		x	x	x	-	x
Caminhões pesados		x	x	x	-	x
Micro-ônibus		x	x	x	-	x
Ônibus urbanos		x	x	x	-	x
Ônibus rodoviários		x	x	x	-	x

⁽¹⁾Essa categoria englobou os caminhões leves e médios;

⁽²⁾Veículos a etanol: emissões de MP são negligenciadas;

⁽³⁾Veículos a diesel: emissões de RCHO são negligenciadas.

Fonte: Autor (2016).

4.4 Método *bottom-up*

O método *bottom-up* tem sido vastamente utilizado por diversos autores em todo o mundo na tentativa de estimar emissões de poluentes convencionais oriundas de veículos automotores (BAIDYA; BORKEN-KLEEFELD, 2009; CETESB, 2016; COOK et al., 2006; EPA, 1994; HUO et al., 2011; JING et al., 2016; MMA, 2011, 2013; RÉQUIA JÚNIOR; KOUTRAKIS; ROIG, 2015; SOUZA et al., 2013; SZWARCFITER; MENDES; LA ROVERE, 2005; TANG et al., 2016; WILLS; LA ROVERE, 2010). Esse método é utilizado para calcular as emissões originadas do escapamento de veículos automotores. No cálculo das emissões, o método considera as seguintes variáveis: quantidade de veículos circulando na região estudada, distância anual média percorrida para cada tipo de veículo e fator de emissão.

Essas variáveis englobam três grandes conjuntos de dados que são introduzidos na Equação (1), resultando na quantidade total de poluente emitido no ano estudado.

$$E_{M,C,P,A} = \left(\sum_M \sum_C F_{M,C,A} \times IU_{ajust_{M,C,A}} \times Fe_{M,C,P,A} \right) \times 10^{-6} \quad (1)$$

Onde:

E: Emissões veiculares no ano-base [t/ano];

Fc: Frota em circulação por ano-modelo [número de veículos];

IU_{ajust}: Intensidade de uso ajustada [km/ano];

Fe: Fator de emissão [g/km];

M: Categoria do veículo (conforme demonstrado na Tabela 11);

C: Tipos de combustíveis;

P: Poluente (conforme Tabela 11);

A: Ano de fabricação do veículo.

Devido à indisponibilidade de dados, é necessário fazer uso de premissas e aproximações na modelagem das emissões através do método bottom-up, que exige um grande volume de dados (COLVILE et al., 2001; PU et al., 2015; SCHIFTER et al., 2005; VIVANCO; ANDRADE, 2006). Portanto, as especificidades inerentes ao cálculo da frota circulante, da intensidade de uso ajustada e do fator de emissão serão detalhadas nas subseções a seguir.

4.4.2 Intensidade de uso ajustada

A Intensidade de Uso (IU) é o parâmetro que estima a quilometragem média anual percorrida pelos veículos. Anualmente, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) disponibiliza e atualiza esses valores, que são obtidos através da inspeção veicular (CETESB, 2013). Como agente técnico credenciado do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e devido à ausência de informações específicas para os municípios da FMA, adotou-se os valores tabelados pela CETESB (CETESB, 2015). Os valores tabelados da IU são definidos como os valores de referência e, portanto, não representam a realidade da localidade estudada. Por isso, necessita-se corrigir a IU para a realidade local através do volume de combustível utilizado pelas frotas. A IU obtida através da Equação (7) é, então, denominada como IU ajustada.

$$IU_{ajust_{M,C,A}} = IU_{ref_{M,C,A}} \times \frac{C_{obs_{M,C,A}}}{C_{est_{M,C,A}}} \quad (7)$$

Onde:

IU_{ajust}: Intensidade de uso ajustada [km/ano];

IU_{ref}: Intensidade de uso de referência [km/ano];

C_{obs}: Consumo de combustível observado [L/ano];

C_{est}: Consumo de combustível estimado [L/ano], calculado pela Equação (7).

Todas essas variáveis variam em função da categoria do veículo (M), do tipo de combustível (C) e do ano de fabricação do veículo (A).

O consumo de combustível observado (C_{obs}) em cada município da RMF é resultante da interpolação linear dos dados de volume de combustível vendido anualmente no Ceará informado pela ANP (ANP, 2016), lembrando que, no Brasil, os principais tipos de combustíveis utilizados pelos usuários são a gasolina, o etanol e o diesel. Vale ressaltar ainda que, assume-se que todo o combustível vendido é consumido devido à limitação de informações (CETESB, 2015, 2016; SCHIFTER et al., 2005; SOUZA et. al., 2013).

Para obter o consumo de combustível estimado (C_{est}), utiliza-se a Equação (8) (CETESB, 2015; MMA, 2013; SOUZA et al., 2013; WILLS; LA ROVERE, 2010). O valor de C_{est} é o produto da frota circulante pela intensidade de uso de referência divididos pela autonomia do veículo, que é a distância que um veículo percorre por litro de combustível. Os valores de autonomia para todas as frotas veiculares também foram retirados de CETESB (2015).

$$C_{est_{M,C,A}} = \sum_C (F_{C_{M,C,P,A}} \times IU_{ref_{M,C,P,A}}) \div R_{M,C,A} \quad (8)$$

Onde:

F_c: Frota em circulação por ano-modelo [número de veículos], mesma da Equação (1);

IU_{ref}: Intensidade de uso de referência [km/ano];

R: Desempenho do veículo [L/km].

Essas variáveis também são obtidas em função da categoria do veículo (M), do tipo de combustível (C) e do ano de fabricação do veículo (A). É importante ressaltar que devido ao fato da intensidade de uso, fundamental no cálculo das emissões veiculares, ser uma variável onde a incerteza inerente é considerável, necessita-se ajustá-la em função do

consumo de combustível, observado para cada tipo de frota (CETESB, 2013; TEIXEIRA; FELTES; SANTANA, 2008).

4.4.1 Frota em circulação

A Frota em Circulação (F_c) é a quantidade de veículos que circulam em uma dada região e dado ano-base. Os dados de frota veicular utilizados no cálculo das emissões se originaram da base de dados interna do Departamento Estadual de Trânsito do Ceará (DETRAN-CE). Os dados fornecidos encontravam-se desagregados, originalmente, por categoria do veículo, tipo de combustível e ano de fabricação do veículo para cada uma das seis cidades da RMF estudadas. Na estimativa das emissões, foram consideradas as maiores frotas veiculares das cidades da RMF, tomando como base as categorias classificadas segundo as regras do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), que são: automóveis, comerciais leves, motocicletas, que são veículos ciclo Otto (gasolina, etanol e flex) e comerciais leves, caminhões e ônibus, que são veículos ciclo Diesel. No presente estudo, foram desprezadas as frotas de veículos experimentais ou frotas de pequena significância, perante o total, tais como: veículos movidos a GNV (gás natural veicular) e biodiesel, veículos elétricos, entre outros.

No cálculo das emissões veiculares oriundas das frotas flex (automóveis, comerciais leves e motocicletas), é necessário conhecer o percentual dos veículos que optam por utilizar gasolina e o percentual dos que optam por abastecer com etanol. No Brasil, a seleção pelo uso da gasolina ou etanol usa como critério a razão dos preços desses combustíveis no mercado (DOMINUTTI et al., 2016; GOLDEMBERG; NIGRO; COELHO, 2008). Como esse é um critério extremamente dinâmico, é muito difícil determinar com precisão essas frotas. Existem diversos estudos no Brasil que buscam estimar essas frotas. No presente estudo, adotou-se a equação ajustada estatisticamente por Rosa (2011), que usa a razão de preços entre o etanol e a gasolina ($P_{\text{etanol}}/P_{\text{gasolina}}$) como variável principal. Segundo dados de Shibuya; Näs e Mollo Neto (2015), a maior parte dos veículos flex se encontra dentro da classe $0,6 \leq P_{\text{etanol}}/P_{\text{gasolina}} \leq 0,8$. Dentro dessa faixa, a fração de veículos flex que opta por usar etanol pode ser calculada através da Equação (2), cujos parâmetros foram ajustados por Rosa (2011). Complementarmente, o percentual da frota flex que opta por abastecer com gasolina é obtido através da Equação (3).

$$p_{\text{etanol}}(\%) = \left[-3,6945 \cdot \frac{P_{\text{etanol}}}{P_{\text{gasolina}}} + 3,0219 \right] \cdot 100 \quad (2)$$

$$p_{\text{gasolina}}(\%) = 100 - p_{\text{etanol}} \quad (3)$$

Onde:

p_{etanol}: Percentual da frota flex que opta por etanol;

p_{gasolina}: Percentual da frota flex que opta por gasolina;

P_{etanol}: Preço médio do etanol por volume no ano-base (R\$/L);

P_{gasolina}: Preço médio da gasolina por volume no ano-base (R\$/L);

Os preços médios do etanol e da gasolina praticados no mercado brasileiro para o estado do Ceará nos anos de 2010 a 2015 foram obtidos de boletins eletrônicos divulgados anualmente pela ANP. Os valores dos preços dos combustíveis e seus percentuais calculados e aplicados no cálculo das frotas flex, podem ser vistos na Tabela 12. Vale ressaltar que não há esses valores detalhados para cada cidade da RMF estudada, portanto, foram adotados os percentuais calculados para o estado do Ceará.

Tabela 12 – Percentual da frota flex que opta por usar etanol ou gasolina no Ceará de 2010 a 2015.

Variáveis	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Preço do Etanol (R\$/L) ⁽¹⁾	1,91	2,12	2,16	2,33	2,45	2,68
Preço da Gasolina (R\$/L) ⁽¹⁾	2,63	2,72	2,71	2,85	3,00	3,45
Preço do Etanol/ Preço da Gasolina (%)	72,62	77,94	79,70	81,75	81,67	77,71
Frota Flex – Etanol (%)	33,88	14,24	7,72	0,15	0,47	15,09
Frota Flex – Gasolina (%)	66,12	85,76	92,28	99,85	99,53	84,91

⁽¹⁾Dados retirados de ANP (2016).

Fonte: Autor (2016).

A frota de caminhões deve ser segmentada nas subcategorias semileves, leves, médios, semipesados e pesados, em função dos parâmetros intensidade de uso e fator de emissão que são específicos para essas subclasses. Tais subclasses seguem as normas estabelecidas pelo Conselho Nacional de Trânsito (CONTRAN) e se classificam de acordo com o Peso Bruto Total (PBT) ou com o Peso Bruto Total Combinado (PBTC) do caminhão. Esses critérios podem ser vistos na Tabela 13. No presente estudo, essas subclasses foram

definidas a partir de amostragem estatística realizada pela Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente do Município de Fortaleza (SEUMA) através da fiscalização mensal de veículos do ciclo Diesel para controle da poluição atmosférica. Essa estatística foi adotada pois o DETRAN-CE não classifica os caminhões nessas subclasses nos dados originalmente fornecidos. Em 2015, foram realizadas treze (13) fiscalizações em pontos da cidade de Fortaleza de grande fluxo veicular que fazem limite com os outros municípios estudados da RMF. Um total de 510 veículos do ciclo Diesel foi fiscalizado. Os veículos são fiscalizados (Figura 5) pela SEUMA a partir dos testes de fumaça (opacidade *in loco*), obedecendo a Norma Brasileira NBR nº 13037 e Instrução Normativa IBAMA nº 6, assim como a resolução do CONAMA nº 418/2009. Nessas fiscalizações, além de outras informações, é conhecido o PBT dos veículos, a partir do qual se realizou a estatística das subclasses dos caminhões. A estatística obtida foi estendida para os anos anteriores a 2015, devido à ausência de informações, e pode ser observada na Tabela 13. Segundo o DNIT (2008), o veículo cujo Peso Total Bruto Combinado (PBTC) soma, no mínimo, 53 t é necessariamente do tipo trator. Logo, para o cálculo das emissões relativas aos caminhões tratores considerou-se que os mesmos se incluem na categoria caminhões pesados, com Peso Bruto Total (PBT) igual ou maior que 15 t ou PBTC igual ou maior que 40 t (CETESB, 2015).

Tabela 13 – Estatística das subcategorias de caminhões que circulam em Fortaleza em 2015.

Subcategorias dos caminhões	Participação na frota (%)	PBT / PBTC ⁽¹⁾ (ton)
Caminhões semileves	8,79	$3,8 < \text{PBT} < 6$
Caminhões leves	34,55	$6 \leq \text{PBT} < 10$
Caminhões médios	15,76	$10 \leq \text{PBT} < 15$
Caminhões semipesados	25,15	$15 \leq \text{PBT e PBTC} < 40$
Caminhões pesados	15,76	$15 \leq \text{PBT e PBTC} \geq 40$

⁽¹⁾CETESB (2015).

Fonte: Autor (2016).

Figura 5 – Blitz de fiscalização da fumaça de veículos a Diesel em Fortaleza.



Fonte: Autor (2016).

Convém ressaltar ainda que, as motocicletas nacionais de até 150 cc correspondem a 90 % da frota total deste tipo de veículo (MMA, 2011). Desta forma, no presente trabalho foi considerado que a frota de motocicletas registradas no DETRAN-CE para os municípios da RMF estudados é composta, exclusivamente, por motocicletas de 150 cc.

4.4.1.1 Curvas de sucateamento

Ao longo dos anos, os veículos saem de circulação por diversos motivos, entre os quais podem ser citados a deterioração mecânica, furtos, acidentes e abandono. De acordo com Losekann e Vilela (2010), os dados de frota veicular disponibilizados pelos departamentos de trânsito brasileiros são superestimados, ou seja, não consideram as perdas de veículos ao longo dos anos. Por isso, recomenda-se aplicar funções de sucateamento para simular o percentual de veículos que saem de circulação, tornando possível a utilização da frota circulante no cálculo das emissões veiculares de forma mais realista (SOUZA et al., 2013; SCHIFTER et al., 2005; WILLS; LA ROVERE, 2010). No presente trabalho, foram utilizadas as funções de sucateamento, originadas de modelos estatísticos, compostas por uma função Gompertz (Equação 4), específica para os veículos ciclo Otto, e por uma função logística renormalizada (Equação 5) para os veículos ciclo Diesel (CETESB, 2016; MMA, 2013).

$$S = 1 - \exp[-\exp(a + b \cdot t)] \quad (4)$$

$$S = \{1 + \exp[a \cdot (t - t_0)]\}^{-1} + \{1 + \exp[a(t + t_0)]\}^{-1} \quad (5)$$

Os parâmetros **a**, **b**, **t₀** são específicos para as categorias ciclo Otto (automóveis, comerciais leves e motocicletas) e ciclo Diesel (comerciais leves, caminhões e ônibus), conforme mostrados na Tabela 14, e **t** representa a idade (em anos) do veículo.

Tabela 14 – Parâmetros das equações de sucateamento usadas para veículos com motores ciclos Otto e Diesel.

Ciclo	Tipo de veículo	Coeficientes		
		a	b	t ₀
Otto	Automóvel	1,798	-0,137	-
	Comercial Leve	1,618	-0,141	-
	Motocicleta (t < 5 anos)	1,317	-0,175	-
	Motocicleta (t ≥ 5 anos)	0,923	-0,093	-
Diesel	Ônibus	2,01	-0,300	-
	Caminhão	0,3	-	12,85
	Comercial Leve	0,2	-	4,00

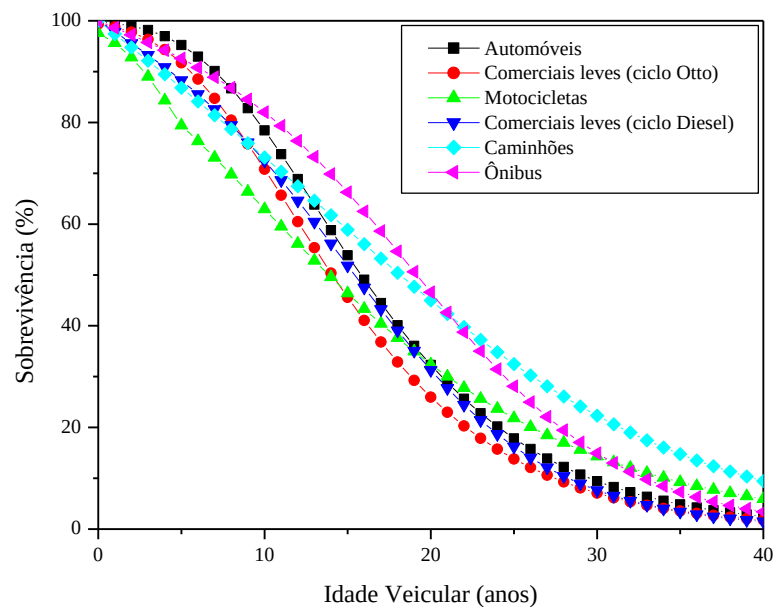
Fonte: Adaptada de MMA (2013) e Souza et al. (2013).

As funções de sucateamento supõem que a maior parcela da frota circulante de uma dada região possui veículos com idade de 40 anos, no máximo. De modo geral, os veículos com mais de 40 anos de fabricação compõem uma parcela muito pequena das frotas nas grandes centros urbanos, podendo ser desprezada (CETESB, 2013, 2015; WILLS; LA ROVERE, 2010). Para as frotas veiculares do ciclo Otto e ciclo Diesel das cidades da RMF estudadas, as curvas de sucateamento podem ser vistas na Figura 6. Pode-se inferir dessa figura que cerca de 80 % da frota veicular tem até 10 anos de uso, mostrando ser uma frota jovem. Similarmente, Réquia Júnior, Koutrakis e Roig (2015) assumem em seus cálculos de emissões que 90 % da frota veicular do Distrito Federal tem 15 anos de idade, no máximo.

O DETRAN-CE forneceu dados de sua base interna de composição da frota versus ano-base para cada uma das cidades da RMF estudadas, onde havia o registro de veículos com anos de fabricação a partir de 1917. Pelos motivos previamente mencionados, para efeitos de cálculos das emissões, estima-se que a maior parte da frota circulante da RMF possui, em média, 40 anos de idade. Por essa razão, a literatura dispõe somente os fatores associados ao cálculo de emissões, tais como a intensidade de uso de referência e os fatores de

emissão, para frotas com até 40 anos de idade (CETESB, 2015). Devido à limitação de dados disponíveis na literatura quanto à intensidade de uso de referência e aos fatores de emissão, as emissões veiculares foram calculadas para os veículos com anos de fabricação a partir de 1974. Desta forma a frota de 1917 a 1973, que representa apenas 3% da frota registrada para os municípios da RMF estudados, foi desprezada.

Figura 6 – Curvas de sucateamento para as frotas com motores ciclo Otto e ciclo Diesel para as cidades da RMF estudadas.



Fonte: Autor (2016).

4.4.1.2 Idade média da frota

A idade média de uma frota veicular, além de indicar em qual fase do PROCONVE/PROMOT ela foi fabricada, também auxilia na avaliação do perfil de emissões da frota (CETESB, 2016). A Equação (6) calcula a idade média de uma determinada frota em um ano-base a partir da quantidade de veículos por ano de fabricação dos mesmos (SHIBUYA; NÄAS; MOLLO NETO, 2015).

$$A_n = \frac{\sum_{i=0}^n (F_{C_i} \times A_i)}{\sum_{i=0}^n F_{C_i}} \quad (6)$$

Onde:

A_n: Idade média da frota em um ano-base [anos];

F_{ci}: Frota em circulação por ano de fabricação do veículo [número de veículos];

A_i: Idade da frota dada pelo ano de fabricação dos veículos [anos].

Vale ressaltar que F_c utilizado na Equação (6) é o mesmo utilizado na Equação (1).

4.4.3 Fatores de emissão

O Fator de Emissão (Fe) é o número que mensura a quantidade de poluente por distância percorrida emitida para o ar devido à locomoção de veículos (através do escapamento) movidos a combustíveis fósseis, ou seja, é a massa de poluente emitida pelos veículos ao circular por uma determinada distância, normalmente expresso em g/km. Os fatores de emissão são determinados através de ensaios em laboratório de emissão veicular e também são publicados anualmente pela CETESB (CETESB, 2013, 2016; MMA, 2013; ROSA, 2011). Portanto, devido à ausência de valores de EF locais, foram utilizados os fatores de emissão disponibilizados pela CETESB (2015) para todas as categorias aqui estudadas.

Os fatores de emissão dos poluentes atmosféricos variam em função do poluente analisado, da categoria do veículo, do tipo de combustível e do ano de fabricação (idade) do veículo. Somado a isso, fatores como o acúmulo de rodagem, condições de uso, estado de manutenção e padrão de condução veicular, além das condições ambientais, influenciam diretamente na emissão dos poluentes. Por causa disso, recomenda-se adicionar um fator de correção ao Fe, que passa a ser denominado de fator de emissão deteriorado (Fe_{det}) (MMA, 2011). Vale destacar ainda que, dados de fator de emissão em condições reais ainda são bastante escassos na literatura (CETESB, 2016; MMA, 2011; ROSA, 2011).

Neste trabalho, foi utilizado o Fe_{det} somente para as categorias de veículos leves e comerciais leves do ciclo Otto, pois, segundo a CETESB (2016), não existem dados suficientes para os veículos do ciclo Diesel e motocicletas para que seja possível determinar um fator de deterioração. Portanto, para essas categorias foi adotado o Fe sem correção.

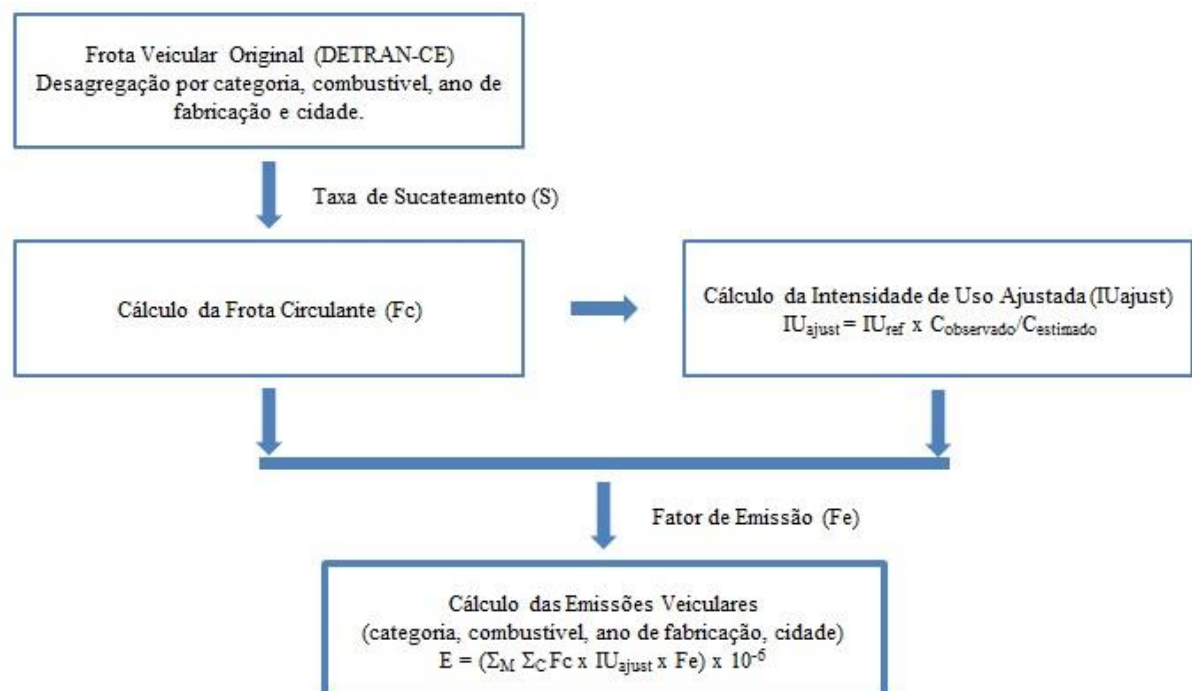
4.4.4 Outras considerações sobre a metodologia *bottom-up* aplicada

Para um entendimento global da metodologia *bottom-up*, a Figura 7 sumariza o procedimento para a estimativa das emissões de poluentes oriundas dos veículos automotores circulantes em Fortaleza e sua região metropolitana.

Para avaliar a metodologia *bottom-up* quanto à sua validação, a mesma foi aplicada aos dados de frota veicular do estado de São Paulo para automóveis a gasolina no ano de 2014. Os resultados foram satisfatórios, apresentando diferenças em geral menores que 10 %, entre os valores de emissões obtidos pela CETESB (2015) e pelo presente trabalho. Esses resultados podem ser vistos no Apêndice A.

A metodologia *bottom-up* usada para estimar as emissões dos poluentes está exemplificada em detalhes no Apêndice B para as categorias automóveis a gasolina e caminhões pesados a diesel, ambos para o ano de 2015.

Figura 7 – Diagrama das etapas da metodologia *bottom-up* usado na estimativa das emissões veiculares na cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana.



Fonte: Autor (2016).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As emissões veiculares de CO, NMHC, NO_x, RCHO e MP foram estimadas para as categorias de veículos, tipos de combustíveis e por ano-base, abrangendo o período de 2010 a 2015 para as 6 (seis) principais cidades estudadas da RMF, de acordo com a metodologia denominada de *bottom-up* exposta no Capítulo 4. Estas cidades foram escolhidas por possuírem o maior número da frota veicular representativa da RMF.

A legenda apresentada na Tabela 15 será utilizada nas Figuras e Tabelas que se seguem no presente capítulo. Recordando que a categoria CD (Caminhões a Diesel) engloba as subcategorias de caminhões semileves, leves, médios e semipesados. Vale ressaltar que os dados de frota veicular se referem somente à considerada nesse estudo, excluindo-se as pequenas frotas que tem participação irrelevante e que foram desprezadas, como citado anteriormente.

Tabela 15 – Siglas que representam as categorias de veículos e combustíveis estudados neste trabalho.

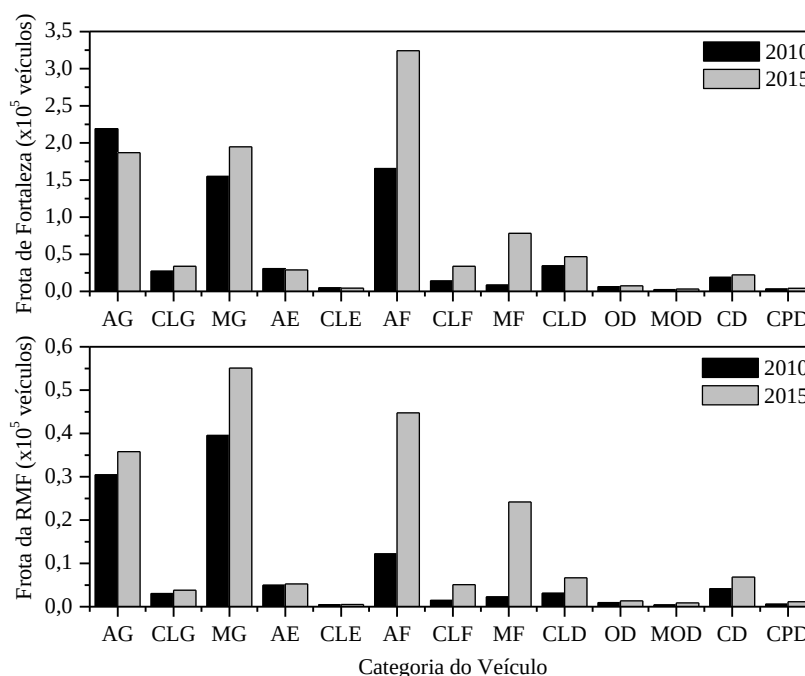
Sigla	Descrição
AG	Automóveis a Gasolina
CLG	Comerciais Leves a Gasolina
MG	Motocicletas a Gasolina
AE	Automóveis a Etanol
CLE	Comerciais Leves a Etanol
AFG	Automóveis Flex a Gasolina
CLFG	Comerciais Leves Flex a Gasolina
MFG	Motocicletas Flex a Gasolina
AFE	Automóveis Flex a Etanol
CLFE	Comerciais Leves Flex a Etanol
MFE	Motocicletas Flex a Etanol
CLD	Comerciais Leves a Diesel
OD	Ônibus a Diesel
MOD	Microônibus a Diesel
CD	Caminhões a Diesel
CPD	Caminhões Pesados a Diesel

Fonte: Autor (2016).

5.1 Perfil das frotas das cidades de Fortaleza e RMF

A Figura 8 ilustra a evolução da frota veicular de 2010 para 2015 em função das categorias de veículos das cidades de Fortaleza e da sua RMF. Neste cenário, a frota total passou de 792.876 em 2010 para 1.159.812 veículos em 2015, ou seja, um acréscimo de 46,3 %. Atualmente, a frota total de Fortaleza é da ordem de cinco vezes maior que a frota das cidades da RMF estudadas. As maiores frotas da cidade de Fortaleza são as de automóveis a gasolina (AG) em 2010 e de automóveis flex (AF) em 2015; enquanto na RMF, as motocicletas a gasolina (MG) constituem a frota predominante no período estudado. Apesar disso, a categoria veicular que apresentou o maior crescimento entre 2010 e 2015 nas cidades, de modo geral, foi a de motocicletas flex (MF) (862,3 %). É importante ressaltar ainda que, a taxa de crescimento dessa frota na RMF é ligeiramente maior que a de Fortaleza (968,7 % contra 833,6 %).

Figura 8 – Evolução das frotas por categoria de veículo e combustível de Fortaleza e da sua RMF nos anos de 2010 e 2015.



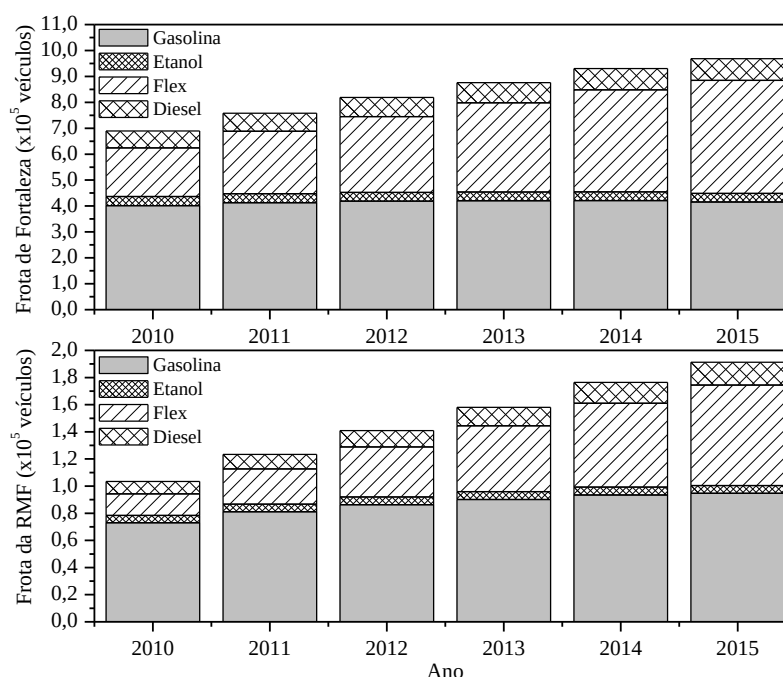
Fonte: Autor (2016).

Outro fato a ser observado ainda na Figura 8 é o número de veículos da frota de automóveis flex tanto em Fortaleza como na RMF, em que o somatório total das frotas da

região passou de pouco mais de 200 mil para mais de 500 mil unidades (+150,5 %), representando a categoria que possui a maior frota circulante em 2015. Lembrando que, quando se observam as frotas individualizadas de Fortaleza e da RMF, a frota de motocicletas a gasolina (MG) supera a de automóveis flex (AF) em número de veículos na RMF. Convém ressaltar que, a partir da introdução dos veículos flex no Brasil em 2003, tem sido observado um crescimento significativo destes e uma redução dos veículos dedicados à gasolina e, principalmente, dos veículos dedicados a etanol (CETESB, 2016; MMA, 2011, 2013; SOUZA et al., 2013). De acordo com Wills e La Rovere (2010), estima-se que, em 2030, 93 % dos novos veículos adquiridos serão flex.

A Figura 9 apresenta a distribuição da frota veicular por tipo de combustível das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas de 2010 a 2015. Na região estudada, os combustíveis predominantes são a gasolina, o etanol e o diesel, e os veículos flex abastecem com gasolina ou com etanol. Na dada Figura 9, é notório o crescimento das frotas ao longo dos anos. Além disso, essa figura reitera claramente o crescimento da frota flex, composta por automóveis, comerciais leves e motocicletas, que foi de 132,3 % em Fortaleza e de 365,8 % na RMF, entre 2010 e 2015.

Figura 9 – Evolução da frota de veículos por tipo de combustível em Fortaleza e nas cidades da RMF estudadas entre 2010 e 2015.



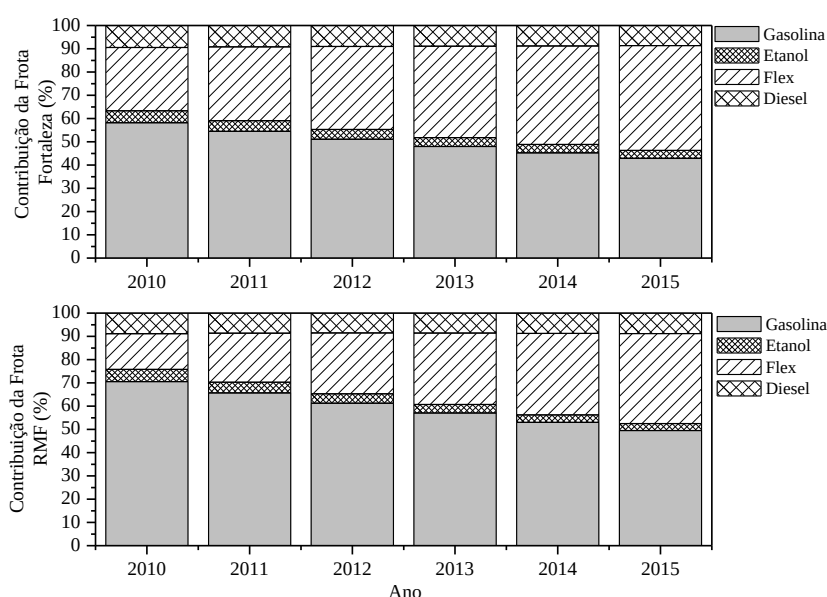
Complementando a caracterização das frotas de Fortaleza e da RMF quanto ao tipo de combustível utilizado, a **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra a contribuição percentual dos veículos por tipo de combustível dessas cidades entre 2010 e 2015. Ambas as regiões, Fortaleza e sua RMF, apresentam o mesmo perfil de frota quanto à distribuição por tipo de combustível.

Através das Figuras 9 e 10 é possível notar que a frota de veículos dedicados a diesel praticamente não tem se alterado, contribuindo com apenas 9 % da frota em média, ao passo que a participação dos veículos flex aumenta ao longo dos anos, como visto. Já os veículos dedicados a etanol decresceu sua participação em 5,5 % na frota de Fortaleza. Numa tendência oposta, a participação dos veículos a etanol aumentou 6,6 % na RMF. Apesar do crescimento da frota flex, os veículos dedicados à gasolina ainda são predominantes, principalmente na RMF, com uma participação média de 60 %, aproximadamente. Entre 2010 e 2015, a frota dos veículos dedicados à gasolina, que soma em média 51,4 % em Fortaleza e nas cidades da RMF, era constituída basicamente de automóveis, comerciais leves e motocicletas, cujas participações médias na frota de veículos a gasolina foram de 47,1 %, 6,9 % e 46,0 %, respectivamente. Apesar de equivalentes, as frotas de automóveis e motocicletas possuem tendências opostas: a frota de automóveis a gasolina regrediu em 10,8 % e a de motocicletas a gasolina cresceu 28,4 %. A frota de comerciais leves a gasolina também cresceu expressivamente (24,1 %). A frota flex, também constituída majoritariamente por essas três categorias (automóveis, comerciais leves e motocicletas), é a segunda maior frota (35,6 %) de toda a região frente aos outros combustíveis aqui estudados, onde 78,7 % dos veículos são automóveis, 7,5 % são comerciais leves e 20,1 % são motocicletas. Na Região Metropolitana de São Paulo, a maior frota do Brasil, a participação dos flex na frota total é de 40 %, valor muito próximo ao observado na região aqui estudada (DOMINUTTI et al., 2016; PACHECO et al., 2017). Quando se trata dos veículos dedicados a etanol, categoria essa cujos veículos deixaram de ser fabricados em 2006, ainda tem uma participação irrisória de apenas 4 % da frota total das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas, onde 87,5 % são de automóveis e 12,5% são de comerciais leves. A produção de etanol brasileira tem sobrevivido em função do percentual mínimo a ser adicionado à gasolina e aos veículos flex (DOMINUTTI et al., 2016).

Observando-se ainda a **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, pode-se concluir que a frota das seis cidades é predominantemente composta por veículos leves do ciclo Otto (gasolina, etanol e flex), totalizando 90,6 % em 2010 e 91,3 % em 2015. Além disso, a cidade de Fortaleza possui um perfil de frota por combustível semelhante ao exposto

pelas cidades estudadas que compõem a RMF (91 % de veículos ciclo Otto entre 2010 e 2015, em média **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Por fim, o perfil da frota a diesel das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas entre 2010 e 2015 é composto de 51,7 % de comerciais leves, 35,3 % de caminhões e 13,1 % de ônibus (microônibus, rodoviários e urbanos).

Figura 10 – Contribuição da frota de veículos por tipo de combustível em Fortaleza e nas cidades da RMF estudadas entre 2010 e 2015.



Fonte: Autor (2016).

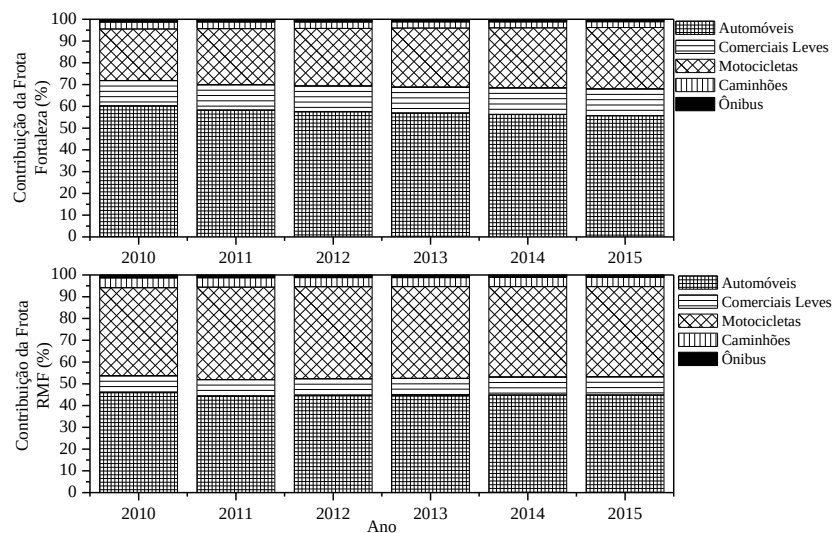
A participação de automóveis e motocicletas nas cidades de Fortaleza e da RMF estudadas somam em média 84,3 % da frota total nos anos estudados (2010 a 2015) (Figura 11 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Um cenário similar é observado no estado do Rio de Janeiro em 2010, em que o transporte individual (automóveis e motocicletas) representava mais de 88 % da frota de veículos, como reportado por Souza et al. (2013). A Região Metropolitana de Campinas (RMC), localizada no estado de São Paulo, apresenta características semelhantes as das cidades de Fortaleza e RMF, possuindo 19 cidades, mais de 1 milhão de veículos e aproximadamente 90 % de automóveis e motocicletas na sua frota (CETESB, 2016; UEDA; TOMAZ, 2011).

Vale ressaltar ainda que, a cidade de Fortaleza detém mais de 80 % da frota das seis cidades da RMF estudadas. Depois de Fortaleza, Maracanaú é a cidade que possui a

segunda maior frota de caminhões, o que era de se esperar, pois a mesma é um distrito industrial (CAVALCANTE et al., 2012). Em todas as outras categorias veiculares, a segunda frota predominante é a da cidade de Caucaia. Todos esses fatos são observados ao longo dos anos analisados (2010 a 2015).

Reiterando através da Figura 11, as cinco cidades da RMF tem maior participação da frota de motocicletas do que em Fortaleza (40,4 % contra 23,7 %). Segundo Hagen, Pardo e Valente (2016), devido à elevada mobilidade que esse tipo de transporte dá ao usuário aliada ao baixo custo de aquisição e manutenção, tem sido observado um crescimento vertiginoso nos últimos anos em todo o mundo, mas principalmente na América Latina, onde o Brasil se inclui. Como nas cinco cidades da RMF a população possui menor poder aquisitivo, o percentual dessa frota se sobressai. O percentual de automóveis nas cinco cidades da RMF é de 46,0 %, praticamente a mesma quantidade de motocicletas, enquanto em Fortaleza, 60,2 % são automóveis.

Figura 11 – Contribuição das categorias de veículos na frota das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas entre 2010 e 2015.



Fonte: Autor (2016).

5.2 Emissões veiculares totais em Fortaleza e RMF

Sabe-se que a idade média da frota veicular (A_n) é um fator que influencia fortemente tanto na intensidade de uso da frota como nos fatores de emissão, pois estão relacionados diretamente com as características dos veículos, de modo que quanto mais nova

a frota, menos poluente ela emite (CETESB, 2016; COOK et al., 2006; JING et al., 2016; SHIBUYA; NÄAS; MOLLO NETO , 2015; SOUZA et al., 2013). Nesse contexto, a Tabela 16 mostra a idade média das frotas das cidades de Fortaleza e da RMF para os anos de 2010 e 2015. Observa-se que as frotas mais velhas são as de automóveis e comerciais leves movidos a etanol (> 20 anos) e as mais novas são as de veículos flex (< 5 anos), como era de se esperar. De acordo com Shibuya, Näs e Mollo Neto (2015), a frota brasileira de veículos flex possuía em 2014 uma idade média de 4,18 anos, a de veículos a gasolina de 13,45 anos e a de veículos a etanol de 23,36 anos, ou seja, o perfil das idades das frotas das cidades de Fortaleza e da RMF é bastante semelhante ao perfil da frota brasileira. Em 2010, a frota de Fortaleza era mais nova que a da RMF, possuindo 9,6 contra 10,2 anos; já em 2015, ambas as frotas possuíam idades médias totais iguais a 9,9 anos. Esses valores se assemelham com a idade média da frota do estado de São Paulo, que foi de 8,4 anos em 2010 e 8,9 anos em 2015 (CETESB, 2016). A idade média total da frota é calculada a partir da média ponderada pelas participações das frotas individuais com as suas respectivas idades médias (CETESB, 2016).

Tabela 16 – Idade média (anos) das frotas das cidades de Fortaleza e da RMF (Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus) para os anos de 2010 e 2015.

Categoria do Veículo	Fortaleza		RMF	
	2010	2015	2010	2015
AG	15,1	20,1	17,0	20,5
AE	23,0	28,2	22,9	27,8
AF	2,0	4,1	2,1	4,8
CLG	15,9	16,3	18,9	19,5
CLE	23,2	28,3	21,7	26,7
CLF	2,0	3,6	1,9	4,1
CLD	7,9	8,7	9,9	9,9
MG	6,5	9,0	5,5	8,1
MF	0,3	2,2	0,2	2,2
CD	14,8	15,5	15,5	14,2
CPD	11,2	12,5	8,2	10,1
MD	7,1	8,2	6,9	8,3
OD	12,2	13,1	8,8	9,9
Idade Média Total (anos)	9,6	9,9	10,2	9,9

Fonte: Autor (2016).

Uma das primeiras medidas a ser tomada com relação ao controle da poluição veicular é estimar a quantidade de poluentes, identificando seus precursores e suas fontes de emissão (COOK et al. 2006; D'AVIGNON et al., 2010), já que o monitoramento dos poluentes normalmente é escasso e dispendioso (RIGHI et al., 2013; VORMITAGG et al., 2014). Visando à quantificação das emissões veiculares dos poluentes convencionais CO, NMHC, RCHO, NO_x e PM, foram analisadas as frotas veiculares de Fortaleza e das cinco cidades da RMF, entre os anos de 2010 e 2015. Os resultados obtidos podem ser vistos na Tabela 17, que apresenta a quantidade total de CO, NMHC, NO_x, PM e RCHO liberados por todos os veículos das referidas cidades em 2010 e 2015, além da variação das emissões no período. Adicionalmente, as emissões veiculares estimadas, desagregadas por região, por categoria veicular e por tipo de combustível, também podem ser vistas nas Figuras 12 e 13 para os anos de 2010 e 2015, respectivamente. O Apêndice C mostra as emissões totais das seis cidades avaliadas em detalhes por tipo de veículo, por cidade e para todos os anos-base (2010 a 2015).

Tabela 17 – Emissões veiculares totais de Fortaleza e da RMF em 2010 e 2015.

Ano	Fortaleza					RMF				
	CO	NMHC	NO _x	PM	RCHO	CO	NMHC	NO _x	PM	RCHO
	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)	(t)
2010	53.924	6.347	12.999	596	196	9.978	1.212	2.396	107	31
2015	60.927	7.228	12.288	495	249	11.933	1.517	2.748	109	42
Variação (%)	13,0	13,9	-5,5	-17,1	27,0	19,6	25,1	14,7	1,9	36,7

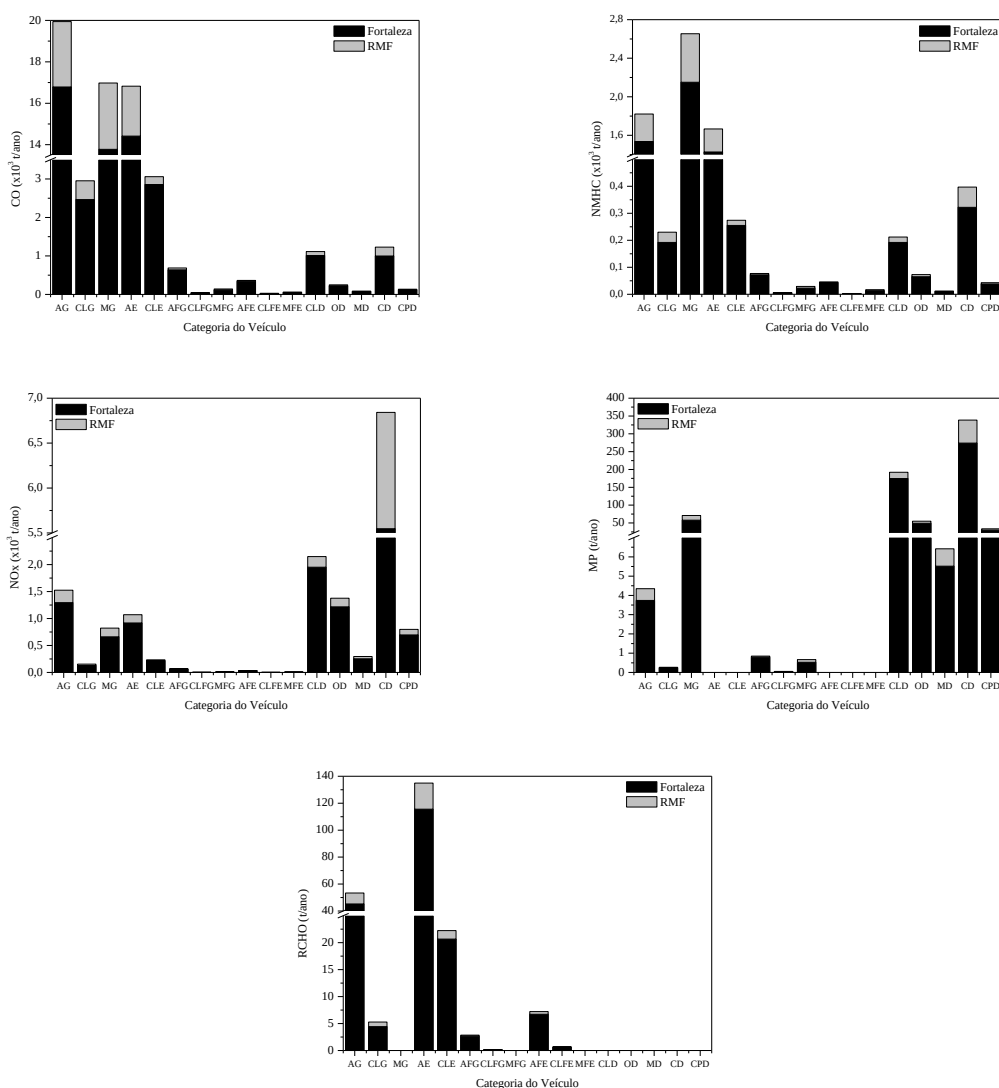
Fonte: Autor (2016).

De modo geral, em 2015, as frotas veiculares de Fortaleza e da FMA emitiram 72.860 toneladas de CO, 8.744 toneladas de NMHC, 15.035 toneladas de NO_x, 603 toneladas de PM e 291 toneladas de RCHO (Tabela 17). A cidade de Fortaleza é a maior responsável pelas emissões, contribuindo com valores acima de 80 % para todos os poluentes. O CO é o poluente mais emitido na região estudada e isso também pode ser visto em trabalhos anteriores (SOUZA et al., 2013; TANG et al., 2016; UEDA; TOMAZ, 2011).

Por constituírem as maiores frotas, os automóveis a gasolina (AG) foram os maiores responsáveis pelas emissões de CO em 2010 (31,2 %) em Fortaleza; enquanto na RMF, os automóveis a gasolina (AG) e as motocicletas a gasolina (MG) contribuem com

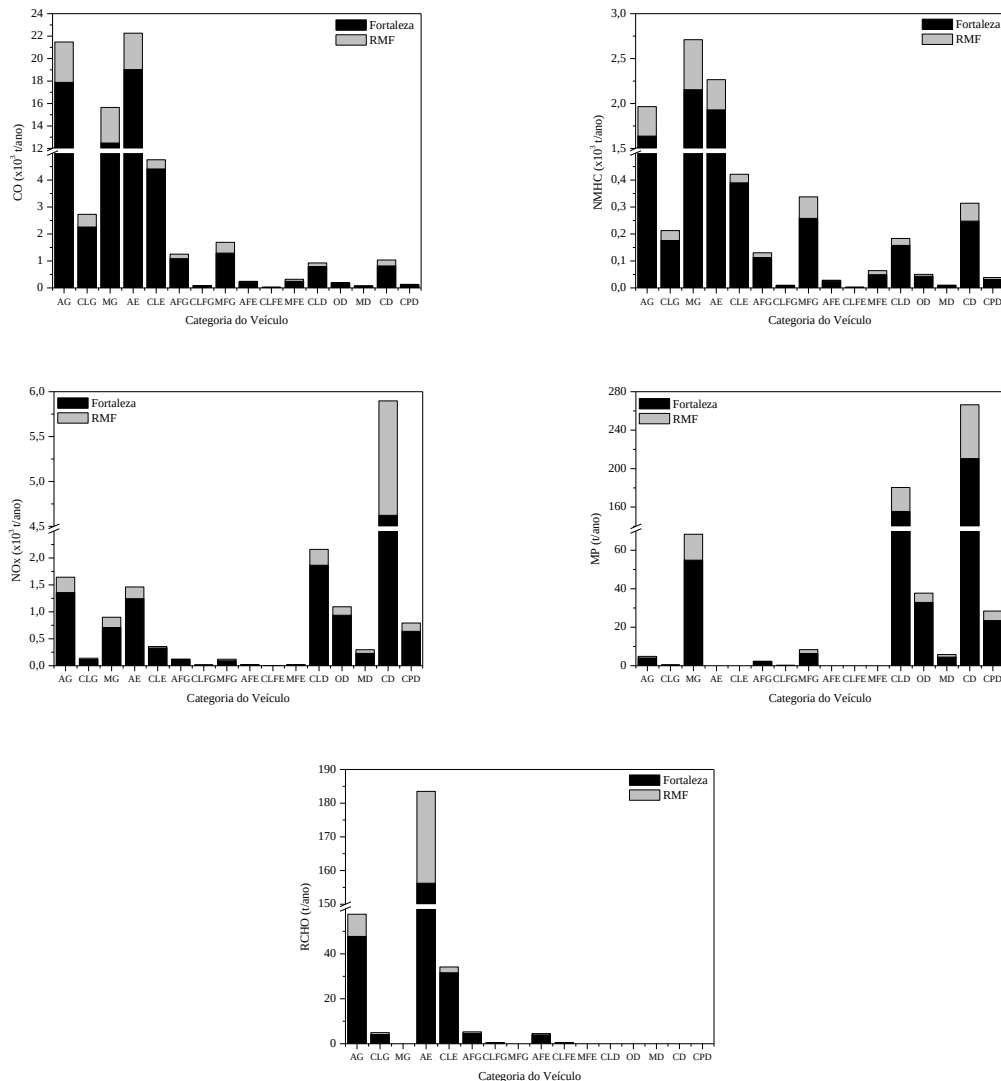
31,6 % e 32,1 %, respectivamente, do CO emitido (Figura 12). Em 2015, ambas as frotas que mais emitiram CO foram distintas das de 2010. Em Fortaleza, os automóveis a etanol se sobressaíram, participando com 31,2 % das emissões de CO. O aumento das emissões dessa frota, apesar da redução de 5,5 % do número de veículos, se deve ao aumento da idade média de 23,0 para 28,2 anos (Tabela 16). Ainda em 2015 (Figura 13), com 30,2 % das emissões da RMF, a frota de automóveis a gasolina (AG) superou as emissões das motocicletas a gasolina (MG), que tinham sido as maiores emissoras de CO em 2010. Isso ocorreu porque a idade média da frota de automóveis a gasolina é muito maior que a das motocicletas a gasolina (Tabela 16).

Figura 12 – Emissões veiculares por categoria, combustível e região no ano de 2010: CO, NMHC, NO_x, PM e RCHO.



Fonte: Autor (2016).

Figura 13 – Emissões veiculares por categoria, combustível e região no ano de 2015: CO, NMHC, NO_x, PM e RCHO.



Fonte: Autor (2016).

Assim como observado nas cidades chinesas estudadas por Tang et al. (2016), além do CO, são os veículos a gasolina que mais emitem NMHC nas cidades de Fortaleza e da RMF, com destaque para as motocicletas a gasolina (MG) que respondem pelas maiores emissões, tanto em 2010 (35,1 %) como em 2015 (31,0 %) (Figuras 12 e 13). É importante ressaltar que a frota de motocicletas a gasolina (MG) é a maior frota entre os veículos a gasolina das cinco cidades da RMF no período estudado, evidenciando que fatores de mobilidade e poder aquisitivo da região são as principais causas (HAGEN; PARDO; VALENTE, 2016). Assim como ocorreu com a emissão de CO, a quantidade de emissões de

NMHC dos automóveis a gasolina (GC) é maior em 2010 e menor que a dos automóveis a etanol em 2015 em Fortaleza.

As emissões de NO_x aumentaram em 21,9 % para os veículos do ciclo Otto (passaram de 3.933 t em 2010 para 4.795 t em 2015), mas reduziram em 10,7 % para os veículos do ciclo Diesel, fazendo com que a variação global nas emissões desse poluente nas cidades de Fortaleza e da RMF fossem reduzidas em 2,3 % de 2010 para 2015, apesar do incremento de 35,3 % da frota a diesel, que são os maiores poluidores de NO_x (68,1 % em 2015). No entanto, observando a Tabela 17, a redução de NO_x só foi observada na cidade de Fortaleza (-5,5 %). As reduções das emissões de NO_x são o resultado direto da sucessiva redução dos fatores de emissão devido ao controle exercido pelo PROCONVE e é uma tendência mundial. Aproximadamente 50 % e 60 % das emissões de NO_x se originam dos caminhões e ônibus que circulam nas cidades de Fortaleza e da RMF, respectivamente, em 2015. Esses valores são semelhantes aos encontrados por Souza et al. (2013) e Tang et al. (2016).

As maiores reduções foram observadas nas emissões de MP (17,1 %) entre 2010 e 2015 em Fortaleza (Tabela 17). Assim como o NO_x , as fontes veiculares que mais emitem MP são os caminhões (~ 50 % da emissão total no período estudado), em Fortaleza e na RMF, e os veículos do ciclo Diesel (89,0 % da emissão total em 2010 e 86,0 % em 2015), de modo geral. As reduções nas emissões também se devem ao controle estrito do PROCONVE ao longo dos anos, refletido na redução gradativa dos fatores de emissão de MP, além do controle das emissões que a SEUMA tem exercido na frota de caminhões e ônibus em Fortaleza, não ocorrendo nas outras cidades da RMF. Vale ressaltar que veículos a etanol não emitem material particulado (MP), ou pelo menos não emite com valor significativo (CETESB, 2015). Além dos veículos pesados a diesel, as motocicletas também têm se destacado nas emissões de MP. As motocicletas a gasolina (MG), depois dos caminhões, são responsáveis por 31,4 % das emissões de MP em 2015 na cidade de Fortaleza. Por causa disso, Pacheco et al. (2017) chama atenção para a necessidade da implementação de limites de emissão de MP para as motocicletas, que até o momento são inexistentes no Brasil, pois o PROMOT só controla a emissão de CO, NMHC e NO_x por esses veículos.

Com o maior aumento nas emissões (28,2 %), apesar de ser o poluente emitido em menor quantidade na região (Tabela 17), as emissões de aldeídos são o reflexo direto do expressivo aumento da frota de veículos flex que, abastecem com etanol ou com gasolina que, no Brasil, também possui um percentual atual de 25 % de etanol (DOMINUTTI et al., 2016). Outro fato importante é que a idade média da frota a etanol é elevada (Tabela 16), gerando

maiores emissões, mesmo com a redução dessa frota. Os veículos a etanol (automóveis e comerciais leves) emitiram mais de 70 % de RCHO somente em 2015, tanto em Fortaleza como na RMF. Vale lembrar ainda que, a literatura científica internacional aponta que os aldeídos também estão presentes nas emissões dos escapamentos de veículos a diesel, entretanto no presente inventário, essa emissão não foi considerada por falta de dados nacionais suficientes (CETESB, 2015; SOUZA et al., 2013; UEDA; TOMAZ, 2011).

Comparando as cidades de Fortaleza e da RMF estudadas com a Região Metropolitana de Campinas no ano de 2015, Fortaleza e a RMF possuíam 1.159.812 veículos, liberando 72.860 t de CO, enquanto a RMC possuía 1.248.383 veículos que emitiram 27.257 t (CETESB, 2015). O fato da RMC ter emitido praticamente a metade da quantidade de CO de Fortaleza e da RMF, apesar das frotas totais serem semelhantes, se deve ao fato de que as frotas de veículos a etanol e motocicletas são bem menores na RMC. Essas duas frotas compõem a frota de veículos ciclo Otto, que são os maiores contribuintes para as emissões de CO, como visto anteriormente. Em seu inventário de emissões veiculares no estado do Rio de Janeiro, Souza et al. (2013) estimaram que 92 % das emissões de CO são dos veículos ciclo Otto.

Ficou claro que, os veículos dedicados a gasolina emitem em maiores quantidades o monóxido de carbono (CO) e os hidrocarbonetos não metano (NMHC), os veículos a etanol são os maiores responsáveis pela emissão dos aldeídos (RCHO) e os veículos a diesel emitem óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP). Isso também pode ser visto nos trabalhos de CETESB (2016), Cooper et al. (2014), Pacheco et al. (2017), Souza et al. (2013), Tang et al. (2016) e Ueda e Tomaz (2011).

Por fim, observa-se também nas Figuras 12 e 13, que Fortaleza contribuiu enormemente com as emissões veiculares em todas as categorias, tanto em 2010 como em 2015. O que já era de se esperar, pois a frota da mesma é significativamente maior (> 80 % da frota total considerada) que as frotas das outras cidades da RMF (Caucaia, Eusébio, Maracanaú, Maranguape e Pacajus).

5.3 Emissões veiculares por tipo de combustível em Fortaleza e RMF

Como visto, os poluentes CO, NMHC e RCHO são majoritariamente emitidos pelos veículos do ciclo Otto (ignição por centelha), assim como os poluentes NO_x e MP são emitidos pelos veículos do ciclo Diesel (ignição por compressão ou espontânea), sobretudo em função das características de operação desses motores, com o excesso de ar e/ou elevadas

temperaturas de combustão (OLIVEIRA et al., 2011; TURNS, 2013). Tal fato pode ser observado na

Tabela 18, que mostra as emissões totais por tipo de motor veicular para esses poluentes em Fortaleza e RMF.

Os veículos do ciclo Otto são a frota predominante tanto em Fortaleza como nas cidades da RMF estudadas, somando em média 91,0 % da frota total entre os anos de 2010 e 2015, tendo sido incrementada com a introdução dos veículos flex. Esses motores liberam uma gigantesca quantidade de CO, NMHC e RCHO na atmosfera (

Tabela 18**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), quando comparados com os motores ciclo Diesel. Por isso, as emissões veiculares desses poluentes foram plotadas entre 2010 e 2015 para as cidades estudadas para os veículos ciclo Otto (

Observa-se na **Erro! Autoreferência de indicador não válida.** que as emissões veiculares totais de CO, NMHC e RCHO aumentaram ao longo dos anos devido ao aumento da frota veicular (Figura 9). No entanto, de 2014 para 2015 houve uma redução nessas emissões, ocasionadas pela redução dos fatores de emissão com as implementações sucessivas da legislação (PROCONVE/PROMOT), inserção de novos veículos (majoritariamente flex) e, principalmente, pela queda no consumo de gasolina entre 2014 e 2015 (

Figura 15). O mesmo comportamento foi relatado no inventário realizado pela CETESB (2016) em São Paulo. Entre 2014 e 2015, o consumo de etanol aumentou substancialmente (38,2 % em Fortaleza e 57 % no Ceará) quando comparado com o consumo de gasolina, que declinou 5,5 % em Fortaleza e 1,3 % no Ceará. Ainda assim, como pode ser visto na

Figura 15, os volumes de gasolina consumidos são muito maiores que os de etanol. Vale ressaltar que, a redução das emissões nos últimos anos é resultante também da introdução dos catalisadores de oxirredução, chamados de três vias, para abatimento de CO, HC e NO_x presentes nos veículos há mais de dez anos e que, desde 2009, têm sido obrigatórios nas motocicletas (AGUIAR et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2011).

Figura 14).

Tabela 18 – Emissões veiculares das cidades de Fortaleza e da RMF estudadas em 2010 e 2015, para veículos ciclo Otto e ciclo Diesel.

Motor	CO (t/ano)	NMHC (t/ano)	RCHO (t/ano)	NO _x (t/ano)	MP (t/ano)
-------	------------	--------------	--------------	-------------------------	------------

	2010	2015	2010	2015	2010	2015	2010	2015	2010	2015
Ciclo Otto	61.086	70.493	6.823	8.148	227	291	3.933	4.795	77	84
Ciclo Diesel	2.815	2.368	736	597	-	-	11.462	10.240	626	519
Total	63.903	72.861	7.560	8.745	228	291	15.396	15.036	704	604

Nota: As emissões de RCHO não são contabilizadas para motores ciclo Diesel.

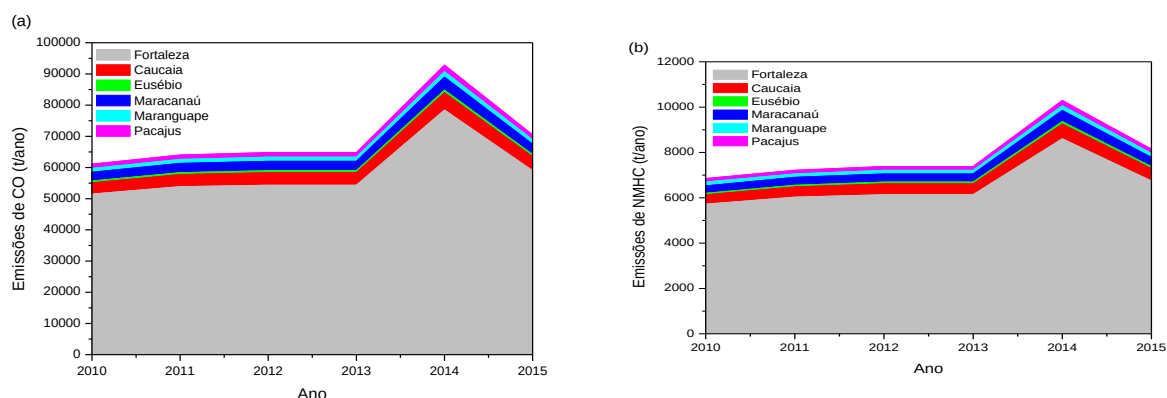
Fonte: Autor (2016).

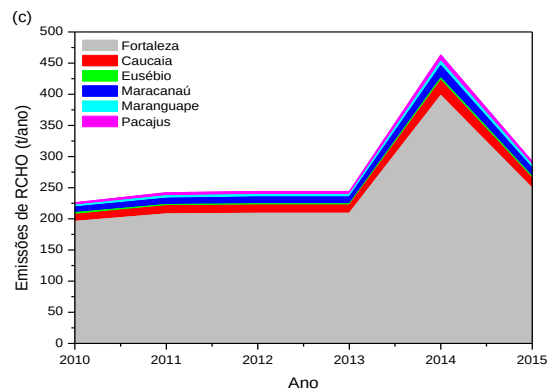
Observa-se na **Erro! Autoreferência de indicador não válida.** que as emissões veiculares totais de CO, NMHC e RCHO aumentaram ao longo dos anos devido ao aumento da frota veicular (Figura 9). No entanto, de 2014 para 2015 houve uma redução nessas emissões, ocasionadas pela redução dos fatores de emissão com as implementações sucessivas da legislação (PROCONVE/PROMOT), inserção de novos veículos (majoritariamente flex) e, principalmente, pela queda no consumo de gasolina entre 2014 e 2015 (

Figura 15). O mesmo comportamento foi relatado no inventário realizado pela CETESB (2016) em São Paulo. Entre 2014 e 2015, o consumo de etanol aumentou substancialmente (38,2 % em Fortaleza e 57 % no Ceará) quando comparado com o consumo de gasolina, que declinou 5,5 % em Fortaleza e 1,3 % no Ceará. Ainda assim, como pode ser visto na

Figura 15, os volumes de gasolina consumidos são muito maiores que os de etanol. Vale ressaltar que, a redução das emissões nos últimos anos é resultante também da introdução dos catalisadores de oxirredução, chamados de três vias, para abatimento de CO, HC e NO_x presentes nos veículos há mais de dez anos e que, desde 2009, têm sido obrigatórios nas motocicletas (AGUIAR et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2011).

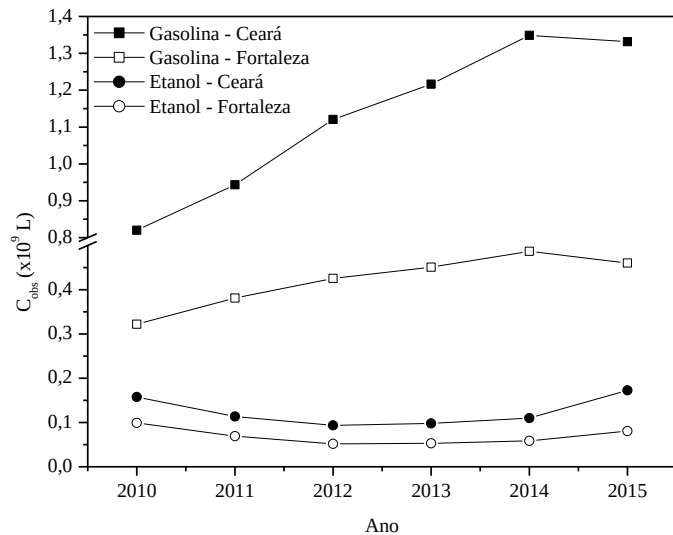
Figura 14 – Evolução das emissões veiculares para veículos do ciclo Otto de 2010 a 2015: (a) CO, (b) NMHC e (c) RCHO.





Fonte: Autor (2016).

Figura 15 – Volumes totais de gasolina e etanol consumidos em Fortaleza e no Ceará entre 2010 e 2015.



Fonte: Autor (2016).

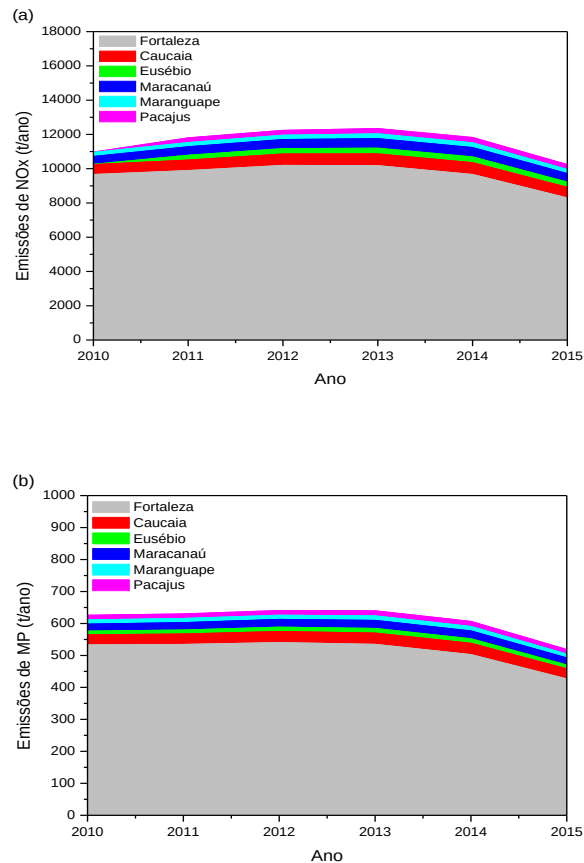
Embora de participação bastante inferior ($\sim 9\%$) na frota das cidades de Fortaleza e da RMF quando comparadas com a frota de veículos ciclo Otto (Figura 10), a frota ciclo Diesel tem contribuído significativamente com as emissões de NO_x e MP (

Tabela 18). No entanto, olhando pra evolução das emissões nas cidades de Fortaleza e da RMF desses poluentes mostradas na Figura 16, nota-se uma gradativa redução em toda a região entre 2010 e 2015, corroborando os dados da Tabela 17. O consumo total de diesel, assim como o de gasolina, declinou de 2014 para 2015 (Figura 17), contribuindo mais ainda para a redução das emissões.

Um comportamento interessante é que o volume de diesel consumido no Ceará é menor que o de gasolina, enquanto que o consumo de diesel na capital, Fortaleza, supera o de

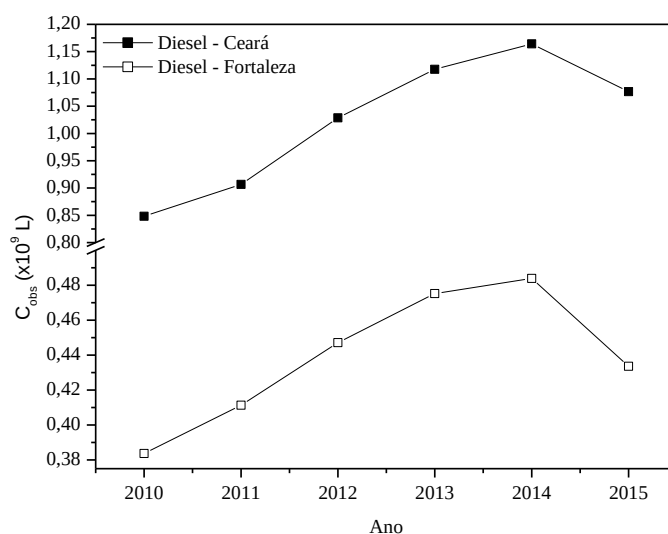
gasolina (Figuras 15 e 17). A provável causa disso é a forte presença de veículos a diesel em Fortaleza (ônibus e caminhões), enquanto no resto do estado há uma frota bastante significativa de motocicletas, elevando o consumo de gasolina.

Figura 16 – Evolução das emissões veiculares de veículos do ciclo Diesel de 2010 a 2015, para as cidades de Fortaleza e da RMF estudadas: (a) NO_x e (b) MP.



Fonte: Autor (2016).

Figura 17 – Volume total de diesel consumido em Fortaleza e no Ceará entre 2010 e 2015.

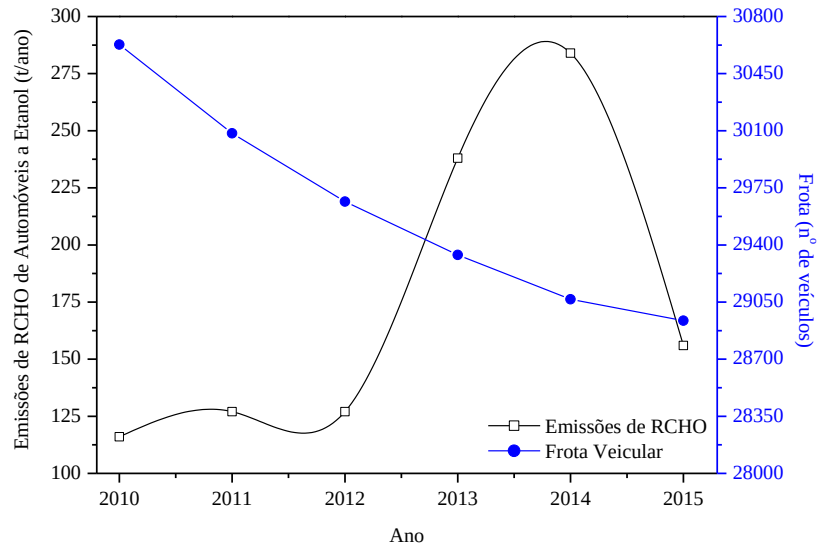


Fonte: Autor (2016).

Como Fortaleza é a cidade que predomina sobre as outras em termos de emissões veiculares, optou-se por mostrar as emissões de RCHO pelos automóveis a etanol (AE), de NMHC pelas motocicletas a gasolina (MG) e NO_x e MP pelos caminhões a diesel (CD), categorias que mais poluem para cada um desses poluentes. As emissões foram relacionadas ao longo dos anos de 2010 a 2015 e comparadas com a respectiva evolução da frota. Esses cenários podem ser observados nas Figuras 18 – 21.

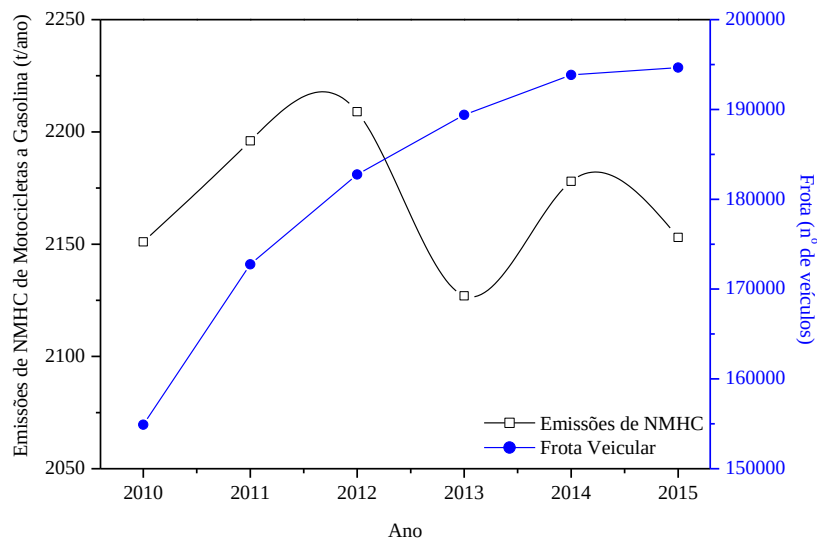
No caso dos automóveis movidos a etanol, notadamente, a queda na frota circulante dessa categoria veicular implica no decaimento acentuado e perceptível das emissões de RCHO. Na verdade, os veículos movidos somente a etanol, em sua maioria, ainda são aqueles derivados do Programa Proálcool lançado em 1975 pelo Governo Federal (LEITE; CORTEZ, 2016). Já com relação às motocicletas a gasolina, observa-se na Figura 19, apesar do aumento da frota, a redução nas emissões dos NMHC, sobretudo associado à obrigatoriedade desses veículos incorporarem sistemas catalíticos. O mesmo pode ser observado para os veículos a Diesel com a incorporação de sistemas RCS- NO_x .

Figura 18 – Evolução das emissões de aldeídos (RCHO) para automóveis a etanol de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.



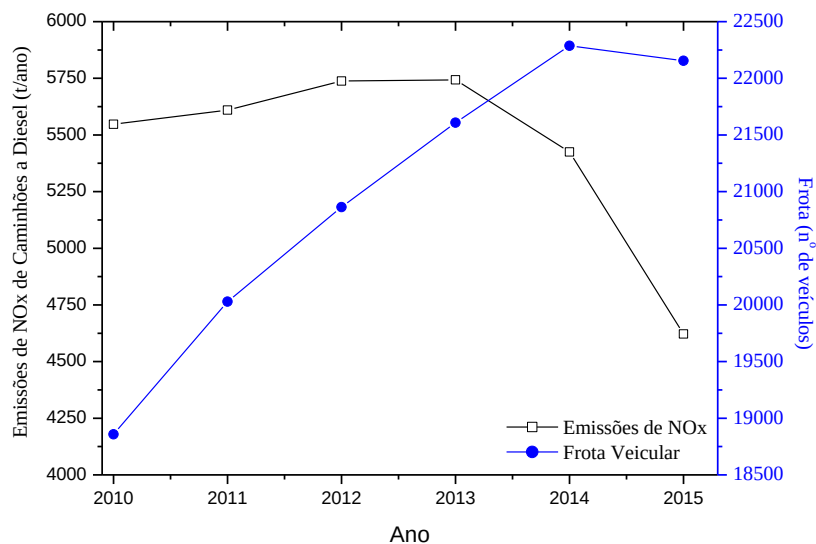
Fonte: Autor (2016).

Figura 19 – Evolução das emissões de hidrocarbonetos não metano (NMHC) para as motocicletas a gasolina de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.



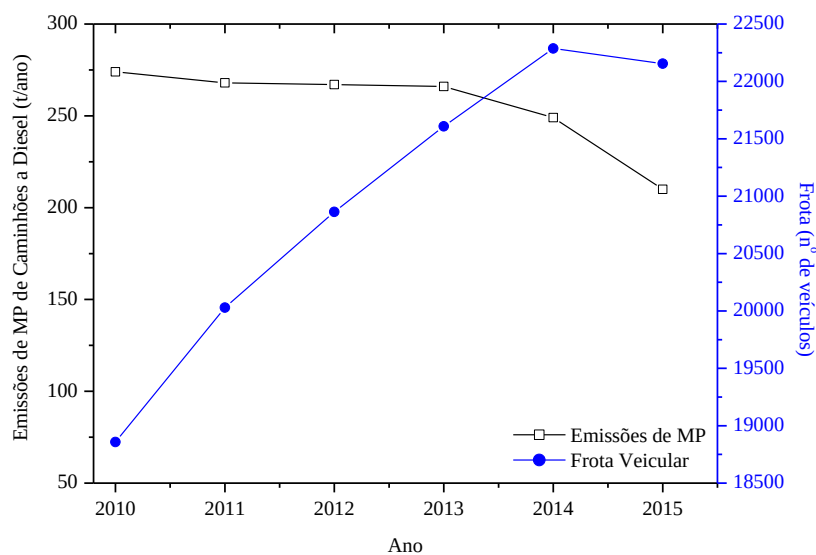
Fonte: Autor (2016).

Figura 20 – Evolução das emissões de NO_x para os caminhões a Diesel de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.



Fonte: Autor (2016).

Figura 21 – Evolução das emissões de MP para os caminhões a diesel de 2010 a 2015 na cidade de Fortaleza.



Fonte: Autor (2016).

As Tabelas 19 e 20 mostram as emissões dos poluentes oriundas da frota circulante das cidades estudadas em 2010 e em 2015, respectivamente, ambas classificadas por tipo de combustível.

Tabela 19 – Emissões veiculares por tipo de combustível oriundas das frotas das cidades estudadas em 2010.

Combustível	CO		NMHC		NO _x		RCHO		MP	
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)
Gasolina	40.748	63,8	4.817	63,7	2.585	16,8	62	27,3	77	11,0
Etanol	20.339	31,8	2.006	26,5	1.350	8,8	165	72,7	-	-
Diesel	2.815	4,4	736	9,7	11.462	74,4	-	-	626	89,0
Total (t)	63.902	100,0	7.559	100,0	15.397	100,0	227	100,0	703	100,0

Fonte: Autor (2016).

Tabela 20 – Emissões veiculares por tipo de combustível oriundas das frotas das cidades estudadas em 2015.

Combustível	CO		NMHC		NO _x		RCHO		MP	
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)
Gasolina	42.886	58,9	5.366	61,4	2.937	19,5	68	23,4	84	13,9
Etanol	27.607	37,9	2.782	31,8	1.858	12,4	223	76,6	-	-
Diesel	2.368	3,3	597	6,8	10.240	68,1	-	-	519	86,1
Total (t)	72.861	100,0	8.745	100,0	15.035	100,0	291	100,0	603	100,0

Fonte: Autor (2016).

Observa-se que a maior contribuição de emissões de CO é dos veículos movidos a gasolina (> 40.000 t/ano) e etanol (> 20.000 t/ano), representando mais de 80 % das emissões totais dessa espécie em 2010. Já os veículos a etanol contribuem decisivamente para as emissões de RCHO, como já mencionado, contribuindo com 76,6 % das emissões (165 t em 2010 e 223 t em 2015).

O diesel, como esperado, emite em grande quantidade NO_x e MP sendo responsável por 74,4 % e 89,0 % dessas emissões em 2010, respectivamente. Um cenário similar pode ser visto para o ano de 2015. Somando todas as categorias e todos os tipos de combustíveis que são usados, as cidades estudadas no presente trabalho emitiram, aproximadamente, 90 mil toneladas e 98 mil toneladas de poluentes em 2010 e 2015, respectivamente. Isso mostra novamente que, apesar das legislações restritivas, houve aumento das emissões veiculares devido ao crescimento da frota.

Vale ressaltar que veículos a etanol não emitem material particulado (MP), ou pelo menos não emitem com valor significativo (CETESB, 2015). Já os aldeídos são poluentes típicos dos veículos do ciclo Otto, principalmente daqueles movidos a etanol. A literatura científica internacional aponta que os aldeídos também estão presentes nas emissões dos escapamentos de veículos a diesel, entretanto, no presente inventário, essa emissão não foi considerada por falta de dados nacionais suficientes (ARAÚJO; NOGUEIRA; PROCOPIO, 2013; CETESB, 2015; SOUZA et al., 2013; UEDA; TOMAZ, 2011).

Comparando os dois anos que limitam o período estudado do presente trabalho, pode-se concluir que houve um aumento global das emissões e que, somente as emissões advindas do diesel foram reduzidas de 2010 para 2015. Os maiores aumentos foram observados da frota a etanol, com valores acima de 35 %. Isso é explicado devido a frota dedicada a etanol ainda circular nas cidades estudadas e por ser uma frota velha, já que veículos dedicados a etanol deixaram de ser fabricados (CETESB, 2015; MMA, 2013). Em compensação, houve reduções significativas nas emissões dos veículos a diesel, atingindo um máximo de redução de 19 %, aproximadamente, de hidrocarbonetos não metano (NMHC), como produto de oxidação parcial da combustão. As variações percentuais de emissões veiculares devido aos combustíveis podem ser vistas na Tabela 21.

Tabela 21 – Variação percentual das emissões de poluentes da frota de veículos por combustível das cidades estudadas entre 2010 e 2015.

Combustível	CO (%)	NMHC (%)	NO_x (%)	RCHO (%)	MP (%)
Gasolina	5,25	11,40	13,62	9,68	9,10
Etanol	35,74	38,68	37,63	35,15	-
Diesel	-15,90	-18,89	-10,66	-	-17,10

Fonte: Autor (2016).

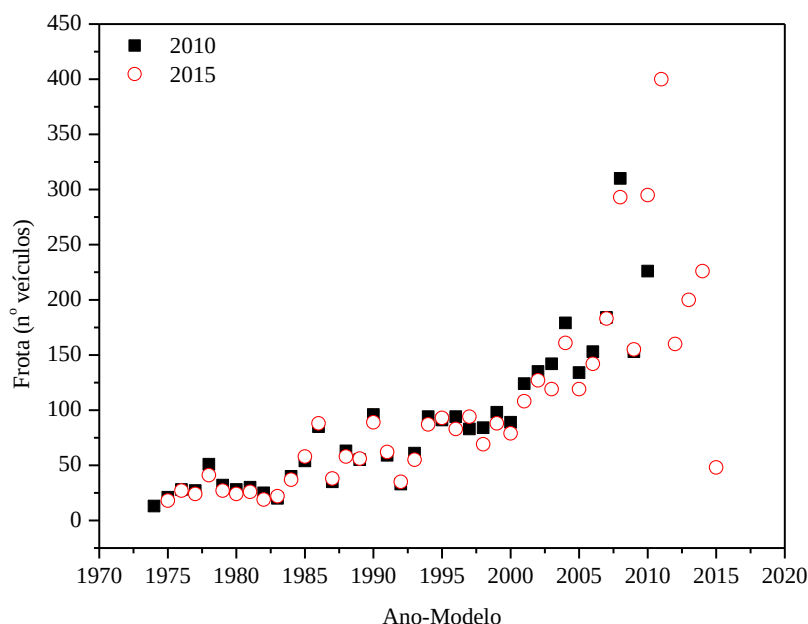
5.4 Emissões da frota de caminhões pesados em Fortaleza e RMF

Em 2015, a frota total de caminhões pesados a diesel nas cidades estudadas (Caucaia, Eusébio, Fortaleza, Maracanaú, Maranguape e Pacajus) somam 5.292 veículos, dos quais somente a cidade de Fortaleza contribui com 78 % da frota. É interessante observar que mesmo tendo Maracanaú como uma cidade industrial, a mesma fica em segundo lugar em tamanho dessa frota (apenas 9 %). A Figura 22 traz a representação da frota de caminhões

pesados a diesel por ano de fabricação dos veículos nas cidades estudadas em 2010 e 2015. Essa frota possui, potencialmente, apenas 16 % de veículos com RCS (Redução Catalítica Seletiva) de NO_x , incorporado a partir de 2012 no Brasil. Isto reflete diretamente na redução das emissões de NO_x e MP para esta categoria, como foi visto. Esse fato fica mais evidenciado através da Figura 23, que mostra o perfil das emissões em função do ano de fabricação dos caminhões pesados a diesel (CPD) em Fortaleza nos anos-base de 2010 e 2015. Nessa figura observa-se que, a partir da implementação da fase P7 do PROCONVE em 2012, as emissões reduziram com a redução dos fatores de emissão, apesar do aumento no número de veículos da frota.

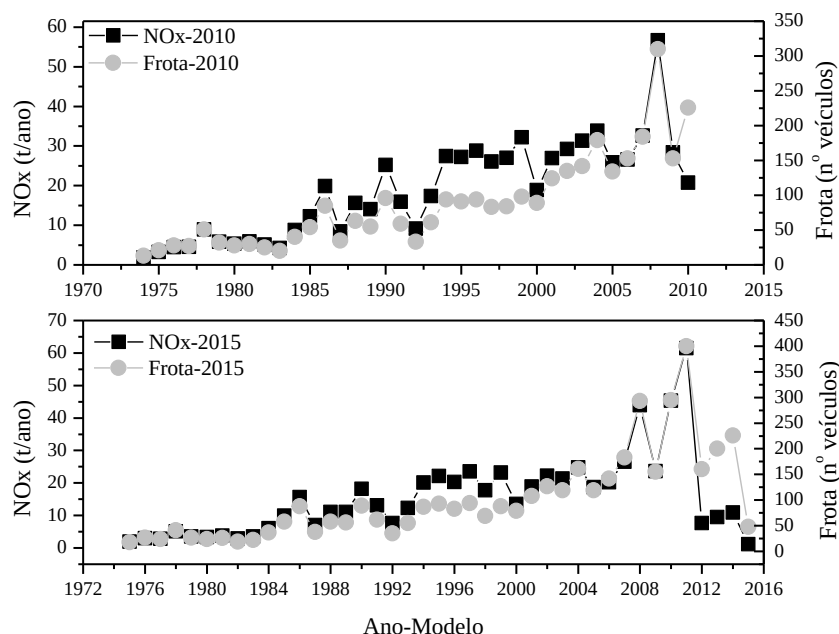
As emissões da frota de caminhões a diesel, além das emissões de ônibus urbanos e em circulação na RMF, assim como os comerciais leves e caminhões leves são parcela significativa nas emissões totais da grande Fortaleza. Seus efeitos, principalmente na região do centro urbano, podem agravar a qualidade do ar e gerar elevados impactos à saúde da população.

Figura 22 – Perfil da frota de caminhões pesados a diesel nas cidades de Fortaleza e da RMF em 2010 e 2015.



Fonte: Autor (2016).

Figura 23 – Evolução das emissões de NO_x por ano de fabricação para a frota de caminhões pesados a diesel (CPD) de Fortaleza em 2010 e 2015.



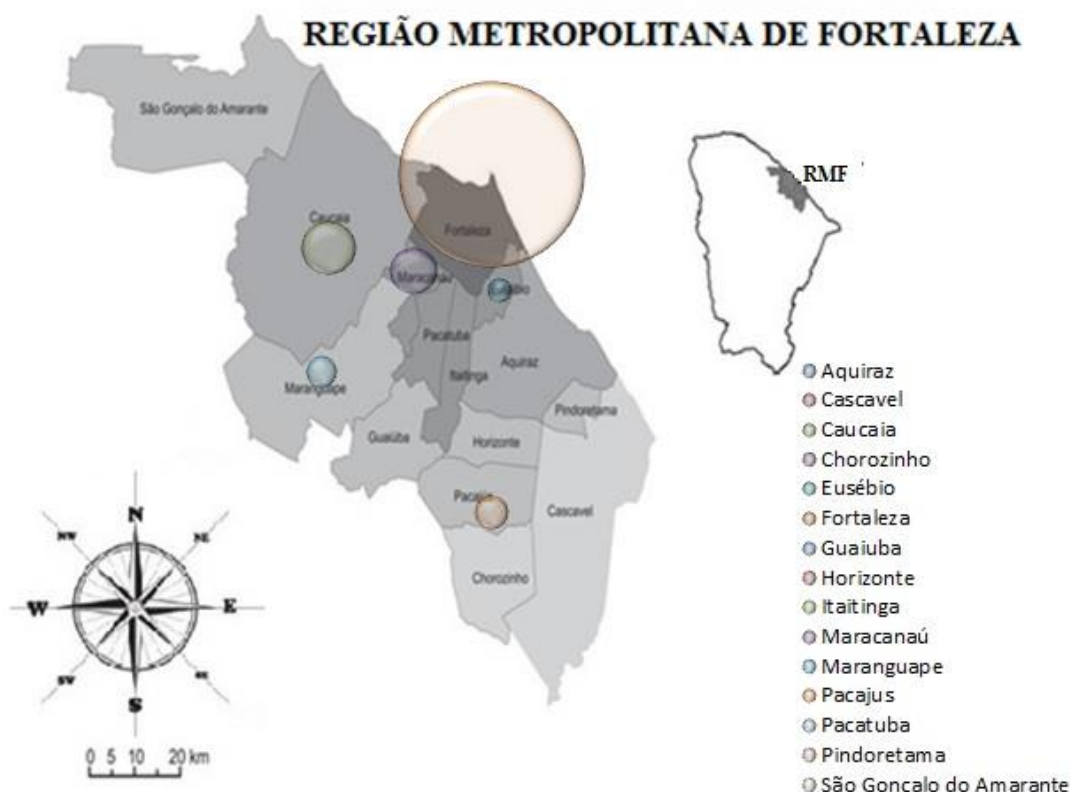
Fonte: Autor (2016).

5.5 Panorama geral das emissões veiculares em Fortaleza e RMF

A Figura 24 ilustra um panorama geral da contribuição das emissões veiculares de cada cidade que compõem a Região Metropolitana de Fortaleza – Ceará em 2015. No referido ano-base, Fortaleza representa a maior frota circulante (~1 milhão de veículos) do Estado do Ceará, contribuindo com valores consideráveis dessas emissões para a RMF. A cidade com menor aporte dessas emissões na RMF, no contexto do presente trabalho, foi Eusébio, a qual se encontra a 24 km da capital cearense e representa a quinta maior frota veicular da RMF (26.908 veículos em 2015).

Na Tabela 22 apresentam-se alguns estudos usando a mesma metodologia do presente trabalho. Conforme apresentados na referida tabela, a imensa maioria propulsionadas por gasolina e diesel, apresentam maiores contribuições de emissões de CO e NO_x , respectivamente. Em geral, com base na literatura e no presente trabalho, é possível projetar cenários a fim de considerar a substituição modal e assim gerar mais subsídios para elaboração de políticas benéficas ao meio ambiente.

Figura 24 – Emissões globais da RMF em 2015.



Fonte: Autor (2016).

Tabela 22 – Estimativas de emissões veiculares de algumas regiões brasileiras.

Regiões	Referência	Ano-Base	CO (t/ano)	NMHC (t/ano)	RCHO (t/ano)	NO _x (t/ano)	MP (t/ano)
RMF	Presente trabalho	2015	72.860	8.744	291	15.035	603
SP	CETESB (2016)	2015	127.157	14.749	596	54.355	1.529
Curitiba	Grauer (2013)	2011	62.457	-	336	5.525	793
RJ	Souza et al. (2013)	2010	87.390	17.013	318	48.613	852
Maringá	Lima et al. (2009)	2005	14.718	1.518	66	1.092	-
PA	Teixeira, Feltes e Santana (2008)	2004	195.740	23.450	190	34.110	2.350

Notas: RJ – Estado do Rio de Janeiro; SP – Estado de São Paulo; PA – Porto Alegre.

Fonte: Autor (2016).

O crescimento da frota automotiva, os atuais padrões de consumo, entre outros fatores, tem como consequência o aumento das emissões de poluentes atmosféricos. No trânsito urbano, a emissão de poluentes e o consumo do combustível sofrem impactos de acordo com eventos característicos do tráfego como, por exemplo, ultrapassagens, engarrafamentos, paradas bruscas, tipo de via, pavimentação, modo de condução (moderado,

agressivo), entre outras (CASSIANO et al., 2016; CHATTERTON et al., 2015). Ações de gestão são necessárias à prevenção ou redução dessas emissões e os efeitos da degradação do meio ambiente já demonstraram ser compatíveis com o desenvolvimento econômico e social (EEA, 2013; EPA, 2016). Uma das medidas de médio prazo, que podem contemplar uma gestão eficiente, está na elaboração de inventários de fontes e emissões, como o realizado no presente estudo.

A gestão da qualidade do ar envolve, assim, medidas mitigadoras que tenham como base a definição de limites permissíveis de concentração dos poluentes na atmosfera, restrição de emissões, bem como um melhor desempenho na aplicação dos instrumentos de comando e controle, entre eles o licenciamento e o monitoramento. Tendo em vista a compatibilização entre o crescimento econômico do país e a preservação da qualidade ambiental, percebeu-se a importância da criação de uma política nacional voltada às ações de caráter normativo e de fortalecimento institucional visando a prevenção e o controle da qualidade do ar no país.

Uma das medidas de médio prazo que podem contemplar uma gestão eficiente está na elaboração de **Inventários de Fontes e Emissões**, como por exemplo, o que se realizou no presente estudo — modelagem de emissões atmosféricas oriundas de veículos automotores. Assim, permitiu e poderá permitir, para o cenário em estudo: (i) quantificar a magnitude das emissões; (ii) evidenciar contribuições relativas; (iii) fornecer os dados de entrada para outros modelos atmosféricos utilizados para estudar os processos físico-químicos e seus efeitos no ambiente.

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTUROS

Nos grandes centros urbanos, os veículos automotores contribuem com emissões atmosféricas que, dependendo da região, podem afetar de forma significativa a saúde pública local. Desta forma, as emissões oriundas dos veículos automotores na cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana foram modeladas para 6 (seis) anos através da metodologia *bottom-up*, especificamente de 2010 a 2015, sendo possível verificar que:

- a) A cidade de Fortaleza representa a maior frota circulante do estado do Ceará, aproximadamente 1 milhão de veículos, com valores mais consideráveis dessas emissões para a RMF. A cidade com menor aporte dessas emissões na RMF, no contexto do presente trabalho, foi Eusébio, a qual se encontra a 24 km da capital cearense e representa a 5ª maior frota veicular da RMF, com uma frota circulante de 21.514 veículos em 2015;
- b) De modo geral, as emissões de CO, NMHC e RCHO aumentaram de 2010 para 2015, enquanto as emissões de NO_x e PM diminuíram na cidade de Fortaleza e sua Região Metropolitana. As maiores reduções foram registradas para PM (~ 17 %) em Fortaleza.
- c) Em 2015, Fortaleza e as cinco cidades estudadas da RMF apresentaram emissões totais de: 72.860 t de CO, 8.744 t de NMHC, 291 t de RCHO, 15.035 t de NO_x e 603 t de MP.
- d) Os veículos do ciclo Otto são os maiores emissores de CO, NMHC e RCHO, este último emitido principalmente por veículos movidos somente a etanol hidratado; enquanto que os veículos a Diesel são os maiores agentes emissores de NO_x e MP.
- e) Os caminhões têm contribuído significativamente para emissão de NO_x em Fortaleza e RMF, com mais de 7 mil t/ano em 2010. Os veículos a diesel representam mais de 70 % das emissões totais de NO_x;

- f) De modo geral, as motocicletas apresentaram um aumento nas emissões de poluentes, sobretudo para NMHC (15,3 %) e NO_x (23,9 %), devido ao crescimento vertiginoso da frota nos últimos seis anos;
- g) As emissões da frota de ônibus urbanos e em circulação na RMF, assim como os comerciais leves e caminhões são parcela significativa nas emissões totais da Grande Fortaleza e seus efeitos, principalmente na região do centro urbano, podem agravar a qualidade do ar e gerar elevados impactos à saúde da população;
- h) As emissões veiculares são difíceis de simular porque são sujeitos a muitos fatores, e eles variam significativamente ao longo do tempo e localização. Devem ser consideradas a qualidade do combustível e a tecnologia do motor como principais fatores de controle de emissão de poluentes. Com o uso, o desgaste de peças e componentes afetam as características de eficiência do motor, provocando índices mais elevados de emissão;
- i) Os veículos novos são menos poluidores devido a soluções tecnológicas fornecidas pelas indústrias automobilísticas e à melhoria da qualidade dos combustíveis;
- j) Apesar das legislações cada vez mais restritivas ao longo dos anos, como o PROCONVE e o PROMOT no Brasil, as emissões veiculares permanecem em níveis elevados devido ao acréscimo anual no número de veículos nos grandes centros urbanos.
- k) O incentivar de programas de melhorias para redução da idade da frota, sobretudo os transportes públicos urbanos se faz importante como política pública de gestão no controle da qualidade do ar em Fortaleza e sua Região Metropolitana.

Nesse sentido, as seguintes sugestões de estudos futuros são apresentadas:

- a) Realizar a estimativa das emissões veiculares para toda a RMF (19 municípios) e estado do Ceará, tendo como base a modelagem já empregada no presente trabalho;

- b) Modelar as emissões de CO₂, SO_x e O₃ a partir da metodologia *top-down*, conforme reportando vastamente pela literatura, para todas as regiões do estado do Ceará;
- c) Avaliar e comparar as metodologias aplicadas na modelagem de emissões atmosféricas oriundas de veículos automotores em diversos outros níveis como regional e nacional;
- d) Realizar estudos que permitam conhecer os fatores de emissão de veículos em condições reais de uso.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, S. O.; ARAÚJO, R. S.; CAVALCANTE, F. S. Á.; BERTONCINI, B. V.; LIMA, R. K. C.; OLIVEIRA, M. L. M. Avaliação das emissões de escapamento veicular em condições específicas do motor: partida e marcha-lenta. **Transportes**, v. 23, n. 2, p. 35-43, 2015.
- AGUILAR-GÓMEZ, J. A.; GARIBAY-BRAVO, V.; TZINTZUN-CERVANTES G.; CRUZ-JIMATE, I.; ECHÁNIZ-PELLICER G. Mobile source emission estimates using remote sensing data from mexican cities. **Science of the Total Environment**, v. 410-411, p. 7-11, 2011.
- AKIMOTO, H. Global air quality and pollution. **Science**, v. 302, n. 5651, p.1716-1719, 2003.
- ALLENDE, D.; RUGGERI, M. F.; LANA, B.; GARRO, K.; ALTAMIRANO, J.; PULIAFITO, E. Inventory of primary emissions of selected persistent organic pollutants to the atmosphere in the area of Great Mendoza. **Emerging Contaminants**, p. 1-12, 2015.
- ANDRÉ, M.; HAMMARSTRÖN, U. Driving speeds in Europe for pollutant emissions estimation. **Transportation Research Part D**, v. 5, p. 321-335, 2000.
- ANP–Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. 2015. **Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – Ano Base 2014**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/?pg=78136&m=&t1=&t2=&t3=&t4=&ar=&ps=&1468893001693>>. Acesso em: 20 jun. 2016a.
- ANP–Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Boletim Eletrônico da ANP – Fevereiro de 2016**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/?pg=81499&m=&t1=&t2=&t3=&t4=&ar=&ps=&1468341793760>>. Acesso em: 20 jun. 2016b.
- ANTP–Associação Nacional de Transportes Públicos. **Relatório geral de mobilidade urbana 2013**. Sistema de Informações da Mobilidade Urbana. Junho/2015.
- ANTP–Associação Nacional de Transportes Públicos. LPAE – Laboratório de poluição atmosférica experimental da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo. **Emissões de poluentes atmosféricos por fontes móveis e estimativa dos efeitos em saúde em 6 regiões metropolitanas brasileiras Relatório de Emissões - fontes móveis**. Versão 3. 2007. Disponível em: <<http://www.antp.org.br/biblioteca-vitrine/outras-publicacoes.html>>.
- ARAÚJO, C. S.; NOGUEIRA, I. A.; PROCOPIO, A. S. Inventário de fontes móveis emissoras de poluentes atmosféricos na cidade de Juiz de Fora. **Revista Principia**, v. 17, p. 81-89, jan./dez, 2013.
- ARRIAGA-COLINA, J. L.; WEST, J. J.; SOSA, G.; ESCALONA, S.S.; ORDÚNEZ, R. M.; CERVANTES, A. D. M. Measurements of VOCs in Mexico City (1992-2001) and evaluation of VOCs and CO in the emissions inventory. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 2523-2533, 2004.

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

BAIRD, C.; CANN, M. I. **Química Ambiental**. 4ª Edição. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BALDASANO, J. M.; GONÇALVES, M.; SORET, A.; GUERRERO, P. J. Air pollution impacts of speed limitation measures in large cities: The need for improving traffic data in a metropolitan area. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 2997-3006, 2010.

BAUKAL, C. E. **Industrial Combustion Pollution and Control**. Marcel Dekker Inc., New York, p.247-325, 2004.

BOHON, M. D.; METZGER, B. A.; LINAK, W. P.; KING, C. J.; ROBERTS, W. L. Glycerol combustion and emissions. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 33, p. 2717-2724, 2011.

BORGER, B.; PROOST, S. Traffic externalities in cities: The economics of speed bumps, low emission zones and city by passes. **Journal of Urban Economics**, v. 76, p. 53-70, 2013.

BOSCH, R. **Manual de tecnologia automotiva**. 25ª Ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2005. 1232p.

CAI, H.; XIE, S. Estimation of vehicular emission inventories in china from 1980 to 2005. **Atmospheric Environment**, v.41, p. 8963-8979, 2007.

CAPPIELLO, A. **Modeling Traffic Flow Emissions**. Department of Civil and Environmental Engineering. Massachusetts Institute of Technology, 2002.

CARRERAS, H.; ZANOBETTI, A.; KOUTRAKIS, P. Effect of daily temperature range on respiratory health in Argentina and its modification by impaired socio-economic conditions and PM₁₀ exposures. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 175-182, 2015.

CARVALHO JÚNIOR., J. A.; LACAVA, P. T. **Emissões em Processos de Combustão**. 1ª Ed. São Paulo: UNESP, 2003.

CASSIANO, D. R.; RIBAU, J.; CAVALCANTE, F. S. A.; SILVA, C. A.; OLIVEIRA, M. L. M. On-board Monitoring and Simulation of Flex Fuel Vehicles in Brazil. **Transportation Research Procedia**, v. 14, p. 3129-3138, 2016.

CASTRO, A. H. S.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M. M. Qualidade do ar: Parâmetros de controle e efeitos na saúde humana: uma breve revisão. **Holos**. v. 5, p.107-121, 2013.

CAVALCANTE, R. M.; SOUSA, F. W.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; FREIRE, G. S. S. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil). Evidence from PAH distribution in sediments. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 328-335, 2009.

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2012**. Série relatórios, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 23 mar. 2015.

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2014**. CETESB; Coordenação técnica Marcelo Pereira Bales; Elaboração Antônio de Castro Bruni [et al.]. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes/>>

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2015**. CETESB. Coordenação técnica Marcelo Pereira Bales; Elaboração Antônio de Castro Bruni [et al.]. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: ISBN 978-85-9467-004-5. Acesso em: 30 nov. 2016.

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2013**. Série relatórios, 2014a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 16 mar. 2015.

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2014**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2014.

CETESB–Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2005**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHATTERTON, T.; BARNES, J.; WILSON, R. E.; ANABLE, J. Sally Cairns use of a novel dataset to explore spatial and social variations in car type, size, usage and emissions. **Transportation Research Part D**, v. 39, p. 151-164, 2015.

COHEN, A. J. et al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. **J. Toxicol. Environ. Health**, v. 68, n. 13-14, p. 1301-1307, 2005.

COLVILLE, R. N.; GOMEZ-PERALES, J. E.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. Use of dispersion modelling to assess road-user exposure to PM_{2.5} and its source apportionment. **Atmospheric Environment**, v. 37, n. 20, p. 2773-2782, 2003.

COLVILLE, R. N.; HUTCHINSON, E. J.; MINDELL, J. S.; WARREN, R.F. The transport sector as a source of air pollution. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 1537-1565, 2001.

COOK, R.; TOUMA, J. S.; BEIDLER, A.; STRUM, M. Preparing highway emissions inventories for urban scale modeling: A case study in Philadelphia. **Transportation Research Part D**, v. 11, p. 396-407, 2006.

CNT-CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES. **Atlas do Transporte, 2006**. 1ª edição. Disponível em: <<http://www.cnt.org.br/>>. Acesso em: 19 mar. 2016.

CNT-CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE. **ANUÁRIO DA CNT - Estatísticas Consolidadas (até 2015)**. 2ª tiragem. – Brasília: CNT, 2016. Disponível em: <www.anuariodotransporte.cnt.org.br>.

CNT-CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES. **A fase P7 do PROCONVE e o impacto no setor de transporte**. 2ª edição. – Brasília: CNT: Sest/Senat, 2012. Disponível em: <<http://www.cnt.org.br/>>. Acesso em: 15 nov. 2016.

COOPER, E.; ARIOLI, M.; CARRIGAN, A.; LINDAU, L. A. Exhaust emissions of transit buses: Brazil and India case studies. **Research in Transportation Economics**, v. 48, p.323-329, 2014.

DAMM, C. J.; LUCAS, D.; SAWYER, R. F.; KOSHLAND, C. P. Characterization of diesel particulate matter with excimer laser fragmentation fluorescence spectroscopy. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 29, n. 2, p. 2767-2774, 2002.

D'ANGIOLA, A.; DAWIDOWSKI, L. E.; GÓMEZ, D. R.; OSSES, M. On-road traffic emissions in a megacity. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 483-493, 2010.

D'AVIGNON, A.; CARLONI, F. A.; LA ROVERE, E. L.; DUBEUX, C. B. S. Emission inventory: An urban public policy instrument and benchmark. **Energy Policy**, v. 38, p. 4838-4847, 2010.

DETRAN–CE - DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DO CEARÁ. **Frota por município, 2016**. Disponível em: <<http://portal.detran.ce.gov.br/index.php/estatisticas>>. Acesso em: 14 nov.2016.

DETRAN–CE - DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DO CEARÁ. **Quantidade de veículo por município, 2017**. Disponível em: <<http://www.detran.ce.gov.br/site/arquivos/estatisticas/Ve%C3%ADculos/2016/VEICULOS%20POR%20MUNICIPIOS%20-20AT%C3%89%20DEZEMBRO%202016.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2017.

DENATRAN–DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO. **Frota por município, 2015**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota2015.htm>>. Acesso em: 08 mai.2015.

DOCKERY, D.; POPE, C. A.; XU, X.; SPENGLER, J.; WARE, J.; FAY, M.; FERRIS, B.; SPEIZER, F. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **New England Journal of Medicine**, v. 329, p. 1753-1759, 1993.

DOMINUTTI, P. A.; NOGUEIRA, T.; BORBON, A.; ANDRADE, M. A.; 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.

EEA–European Environment Agency. EEA Technical report, no 12/2013: EMEP/EEA **Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013, Part A, Chapter 3**. Setembro, 2014. Acesso em: 26 fev. 2016. Acesso em: 18 nov. 2016.

EPA–Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - **Green GuideVehicle - 2015**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/greenvehicles/greenhouse-gas-emissions-typical-passenger-vehicle>>. Acesso em: 16 nov. 2016.

EPA–Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – **Near Road way Air Pollution and Health: Frequently Asked Questions - 2016**. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100NFFD.PDF?Dockkey=P100NFFD.PDF>>. Acesso em: 17 nov. 2016.

FAIZ, A.; WEAVER, C.S.; WALSH, M.P. **Air pollution from motor vehicles. Standards and Technologies for Controlling Emissions.** The Word Bank, Washington, DC, USA. 1996.

FAJERSZTAJN, L.; VERAS, M.; BARROZO, L.V.; SALDIVA, P. Air pollution: a potentially modifiable risk factor for lung cancer. **Nature Reviews Cancer**, v. 13, n. 9, p. 674-678, 2013.

FORD, P. C.; WECKSLER, S. Photochemical reactions leadings to NO and NO_x generation. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 249, p. 1382-1395, 2005.

FRONDIZI, C. A. **Monitoramento da Qualidade do Ar: Teoria e Prática.** Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 275p.

FEPAM–FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTECAO AMBIENTAL. **1º inventário de emissões veiculares do estado do Rio Grande do Sul – ano base: 2009 – apresentação: novembro de 2010.** Coordenação do Projeto: Dr^a. Elba Calesso Teixeira – FEPAM–RS.

GABRIEL, L. F.; SCHNEIDER, A. H.; SKROBOT, F. C. C.; SOUZA, M. **Uma análise da indústria automobilística no Brasil e a demanda de veículos automotores: Algumas evidências para o período recente.** In: IV Encontro Internacional da Associação Keynesiana Brasileira (AKB), **Anais...** Rio de Janeiro, 2011.

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. 152p.

GRAUER, A. **Inventário estadual de emissões atmosféricas de poluentes (MP, CO, NO_x, SO_x) e proposta para revisão e ampliação da rede de monitoramento da qualidade do ar do estado do Paraná.** IAP–Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba/PR. Novembro de 2013.

GUTTIKUNDA, S. K.; GOEL, R.; PANT, P. Nature of air pollution, emission sources, and management in the Indian cities. **Atmospheric Environment**, v. 95, p. 501-510, 2014.

HAGEN, J. X.; PARDO, C. F.; VALENTE, J. B. Motivations for motorcycle use for urban travel in Latin America: A qualitative study. **Transport Policy**, v. 49, p. 93–104, 2016.

HEYWOOD, J. R. **Pollutant Formation and Control in Internal Combustion Engine Fundamentals.** McGraw-Hill Inc., p. 567-597. 1988.

HUO, H.; ZANG, 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, p. 2954-2960, 2011.

IBAMA-INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores, Manual PROCONVE/PROMOT.** Brasília, 2011. Disponível em: <www.ibama.gov.br>. Acesso em: 22 nov. 2016.

IBGE–INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Canais - Banco de dados. O Brasil Município por Município**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/ce/fortaleza/panorama>>. Acesso em: 22 out. 2016.

INEA–INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Inventário de emissões de fontes veiculares: região metropolitana do Rio de Janeiro**. Autores: Luciana Maria Baptista Ventura; Felipe de Oliveira Pinto – Rio de Janeiro: INEA, 2016.

INEA–INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Monitoramento da Qualidade do Ar**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Monitoramentodoar-EmiQualidade/Qualidoar/Boletimdiriodaqualidoar/index.htm&lang=>>>. Acesso em: 21 nov. 2016.

INEA–INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Plano de controle da poluição veicular do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2011.

IPECE–Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará da Secretaria do Planejamento e Gestão do Estado do Ceará. **Ceará em mapas**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/lista/>>. Acesso em: 09 jun. 2016.

JING, B.; WU, L.; MAO, H.; GONG, S.; HE, J.; ZOU, C.; SONG, G.; LI, X.; WU, Z. Development of a vehicle emission inventory with high temporal-spatial resolution based on NRT traffic data and its impact on air pollution in Beijing – Part 1: Development and evaluation of vehicle emission inventory. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 16, p. 3161-3170, 2016.

JORQUERA, H. Air quality at Santiago, Chile: a box modeling approach — I. Carbon monoxide, nitrogen oxides and sulfur dioxide. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 315-330, 2002.

KARL, T. R.; TRENBERTH, K. E. Modern global climate change. **Science**, v. 302, p. 1719-1723, 2003.

KIMOTO, H. Global air quality and pollution. **Science**, v. 302, p. 1716-1719, 2003.

LEITE R. C.; CORTEZ L. A. B. **Biocombustíveis no Brasil: Realidades e perspectivas**. Disponível em: <https://sistemas.mre.gov.br/kitweb/datafiles/NovaDelhi/pt-br/file/Biocombustiveis_04-etanolcombustivelnobrasil.pdf>. Acesso em: 03 set. 2016.

LEWTAS, J. Air pollution combustion emissions: Characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. **Mutation Research**, v. 636, p. 95-133, 2007.

LIMA, E. P.; GIMENES, M. L.; LIMA, O. C. M. Estimacão das emissões originadas de veículos leves na cidade de Maringá para o ano de 2005. **Acta Scientiarum Technology**, v. 31, n. 1, p. 43–50, 2009.

LOSEKANN, L.; VILELA, T. Estimação da frota brasileira de automóveis flex e a nova dinâmica do consumo de etanol no Brasil a partir de 2003. **Blog Infopetro: Frota Veicular, Modelagem, Planejamento Energético**, 2010.

LOU, R.; FU, J.; LI, N.; ZHANG, Y.; ZHOU, Q. Combined control of secondary air flaring angle of burner and air distribution for opposed-firing coal combustion. **Applied Thermal Engineering**, v. 79, p. 44-53, 2015.

LOUREIRO, L. N. **Panorâmica sobre emissões atmosféricas: estudo de caso: avaliação do inventário emissões atmosféricas da Região Metropolitana do Rio de Janeiro para fontes móveis**. 2005. 171 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

LYRA, D. G. P. **Modelo Integrado de Gestão da Qualidade do Ar da Região Metropolitana de Salvador**. 2008. 255 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000442678>>. Acesso em: 18 nov. 16.

MANAHAN, S. E. **Fundamentals of Environmental Chemistry**. 2ª Ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001. 993 p.

MMA–MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2011. **1º inventário nacional de emissões veiculares**. Grupo de Trabalho instituído pela Portaria Ministerial nº 336, de 22 de setembro de 2009. Emissões de 1980 a 2009. Apresentação: Janeiro de 2011.

MMA–MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2013. **2º inventário nacional de emissões veiculares 2013** - Grupo instituído pela Portaria Ministerial nº 386/2011, do Ministério do Meio Ambiente. Ano base: 2012. Apresentação: Janeiro de 2014.

MMA–MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Brasília, DF, Brasil, 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/estruturas/163/arquivos/proconve>>. Acesso em: 29 maio 2016.

MME–MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Balanço Energético Nacional 2015 — Relatório Final – Ano base: 2014**. Brasília, DF, Brasil. 2015.

MOLINA, M. J.; MOLINA, L.T. Megacities and atmospheric pollution. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 54, p. 644-680, 2004.

MORISHITA, M.; KEELER, G. J.; WAGNER, J.G.; HARKERMA, J. R. Source identification of ambient PM_{2.5} during summer inhalation exposure studies in Detroit, MI. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 3823–3834, 2006.

NEL, A. Air pollution-related illness: effects of particles. **Science**, v. 308, p. 804-806, 2005.

OICA–ORGANISATION INTERNATIONALE DES CONSTRUCTEURS D'AUTOMOBILES. **Sales and Production Statistics**. 2012. Disponível em: <www.oica.net>. Acesso em: 26 maio 2016.

OICA-ORGANISATION INTERNATIONALE DES CONSTRUCTEURS D'AUTOMOBILES. Disponível em: <<http://www.oica.net/category/about-us/>>. Acesso em: 11 dez. 2016.

OLIVEIRA, M. L. M.; SILVA, C. M.; MORENO-TOST, R.; FARIAS, T. L.; JIMÉNEZ-LÓPEZ, A.; RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E. Modelling of NO_x emission factors from heavy and light-duty vehicles equipped with advanced after treatment systems. **Energy Conversion and Management**, v. 52, p. 2945-2951, 2011.

OUYANG, Z.; ZHU, J.; LU, Q.; YAO, Y.; LIU, J. The effect of limestone on SO₂ and NO_x emissions of pulverized coal combustion preheated by circulating fluidized bed. **Fuel**, v. 120, p. 116-121, 2014.

PACHECO, M. T.; PARMIGIANI, M. M. M.; ANDRADE, M. F.; 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.

PERES, L. A. P.; ROSSO, T. C. A.; PINTO, P. M. G. C. **Subsídios Metodológicos para a Avaliação das Emissões Anuais de Veículos Leves em Regiões Metropolitanas**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** Joinville, SC, Brasil, 2003.

POULIOT, G.; DENIER VAN DER GON, H. A. C.; KUENEN, J.; ZHANG, J.; MORAN, M. D.; MAKAR, P. A. Analysis of the emission inventories and model-ready emission datasets of Europe and North America for phase 2 of the AQMEII project. **Atmospheric Environment**, v. 115, p. 345-360, 2015.

PROGIOU, A. G.; ZIOMAS, I. C. Road traffic emissions impact on air quality of the Athens Area based on a 20 year emissions inventory. **Science of the Environment**, v. 410-411, p. 1-7, 2011.

PU, Y.; YANG, C.; LIU, H.; CHEN, Z.; CHEN, A. Impact of license plate restriction policy on emission reduction in Hangzhou using a bottom-up approach. **Transportation Research Part D**, v. 34, p. 281-292, 2015.

RÉQUIA JÚNIOR, W. J.; KOUTRAKIS, P.; ROIG, H. L. Spatial distribution of vehicle emission inventories in the Federal District, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 112, p. 32-39, 2015.

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

ROSA, L. P. (coordenador). **Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores do Estado do Rio de Janeiro**. Relatório Final. COPPE, UFRJ, 2011.

SAIDUR, R.; ABDELAZIZ, E. A.; DEMIRBAS, A.; HOSSAINA, M. S.; EKHILEF, S. A review on biomass as a fuel for boilers. **Renewable and sustainable Energy Reviews**, v. 15, p. 2262-2289, 2011.

SALDIVA, P. **Programa Nacional de Racionalização do uso dos derivados de petróleo e do gás natural**. Transportes Públicos, São Paulo, 2006. Disponível em: <http://www.conpet.gov.br/noticias/noticia.php?segmento=consumidor&id_noticia=787>.

SCHIFTER, I.; DIAZ, L.; MÚGICA, V.; LOPEZ-SALINAS, E. Fuel-based motor vehicle emission inventory for the metropolitan area of Mexico City. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 931-940, 2005.

SCHIRMER, W. N.; QUADROS, M. E. Compostos orgânicos voláteis biogênicos emitidos a partir de vegetação e seu papel no ozônio troposférico urbano. **Revsbau**, v. 5, p. 25-42, 2010.

SHAHIR, V. K.; JAWAHAR, C. P.; SURESH, P. R. Comparative emissions of diesel and biodiesel on CI engine with emphasis to emissions - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 686-697, 2015.

SHIBUYA, M. K.; NÄAS, I. A.; MOLLO NETO, M. Flexible Ethanol Production: Energy from Sugarcane Bagasse Might Help the Sustainability of Biofuels. **Advances in Production Management Systems: Innovative Production Management Towards Sustainable Growth**, v. 459, p. 662-669, 2015.

SILVA, C. B. P.; SALDIVA, P. H. N.; AMATO-LOURENÇO, L. F.; RODRIGUES SILVA, F.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Evaluation of the air quality benefits of the subway system in São Paulo, Brazil. **Journal Environmental Management**, v. 101, p. 191-196, 2012.

SILVA, C. M.; COSTA, S. M.; FARIAS, C.; FARIAS, T. L.; SANTOS, H. Evaluation of SI engine exhaust gas emissions upstream and downstream of the catalytic converter. **Energy Conversion and Management**, v. 47, p. 2811-2828, 2006.

SMIT, R.; NTZIACHRISTOS, L.; BOULTER, P. Validation of road vehicle and traffic emission models e A review and meta-analysis. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 2943-2953, 2010.

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, p. 125-135, 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.

SZWARCFITER, L.; MENDES, F. E.; LA ROVERE; E. L. Enhancing the effects of the Brazilian program to reduce atmospheric pollutant emissions from vehicles. **Transportation Research: Part D**, v. 10, p. 153-160, 2005.

TANG, G.; CHAO, N.; WANG, Y.; CHEN, J. Vehicular emissions in China in 2006 and 2010. **Journal of Environmental Science**, v. 14, p. 4905-4956, 2016.

TEIXEIRA, E. C. **1º Inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do estado do Rio Grande do Sul – ano base: 2009**. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUÍS ROESSLER – FEPAM/RS (2009).

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.

URNS, S. R. **Introdução à combustão: conceitos e aplicações**. 3ª Ed. Porto Alegre: AMGH, 2013. 404 p.

UEDA, A. C.; TOMAZ, E. E. Inventário de emissão de fontes veiculares da região metropolitana de Campinas, São Paulo. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1496-1500, 2011.

U.S.EPA–U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Automobile Emissions: An Overview**. Office of mobile sources, 1994. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 29 maio 2016.

U.S.EPA–U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **What are the six common air pollutants?** 2014. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/urbanair/>>. Acesso em: 28 maio 2016.

U.S.EPA–U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Chemicals known to the state to cause cancer or reproductive toxicity: Proposition 65 list**. 2015. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 19 maio 2016.

VALLERO, D. **Fundamentals of Air Pollution**. 5. Ed. California: Elsevier, 2014.

VENTURINI, ANA CAROLINA DOS SANTOS. **Cenário urbano: O Desenvolvimento e o Micro Clima Da Cidade - A Potencialização da Poluição Atmosférica pela presença de ilha de calor na região central de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2009.

VIEIRA, N. R. **Poluição do ar: indicadores ambientais**. Rio de Janeiro: E-papers, 2009. 220p.

VIVANCO, M. G.; ANDRADE, M. F. Validation of the emission inventory in the São 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, p. 1189-1198, 2006.

VORMITAGG, E. M. P. A. A.; COSTA, R. R.; BRAGA, A. A.; MIRANDA, M.; NASCIMENTO, N. C.; SALDIVA, P. H. N. **Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil**. São Paulo: Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2014. 100p.

WALLACE, J. M.; HOBBS, P. V. Atmospheric chemistry. In: **Atmospheric Science: An introductory survey**. 6ª Ed. Elsevier, 2006, cap. 5, p. 153-207.

WHO–World Health Organization. **Air quality guidelines for Europe**, 2nd edition, 2000. Regional Publications, European Series.

WHO–World Health Organization. **Air quality guidelines global update 2005**, E90038. Copenhagen, Denmark, 2006. 496 p.

WHO–World Health Organization. **Global health observatory**. 2014a. Disponível em: <http://www.who.int/gho/ncd/mortality_morbidity/en/>. Acesso em: 18 nov. 2016.

WHO–World Health Organization. **Ambient (outdoor) air quality and health**. 2016. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em: 18 nov. 2016.

WILLS, W.; LA ROVERE, E. L. Light vehicle energy efficiency programs and their impact on Brazilian CO2 emissions. **Energy Policy**, v. 38, p. 6453-6462, 2010.

ZHANG, Q.; SUN G.; FANG, S.; TIAN, W.; LI, X.; WANG, H. Air pollutant emissions from vehicles in China under various energy scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 450–451, p. 250-258, 2013.

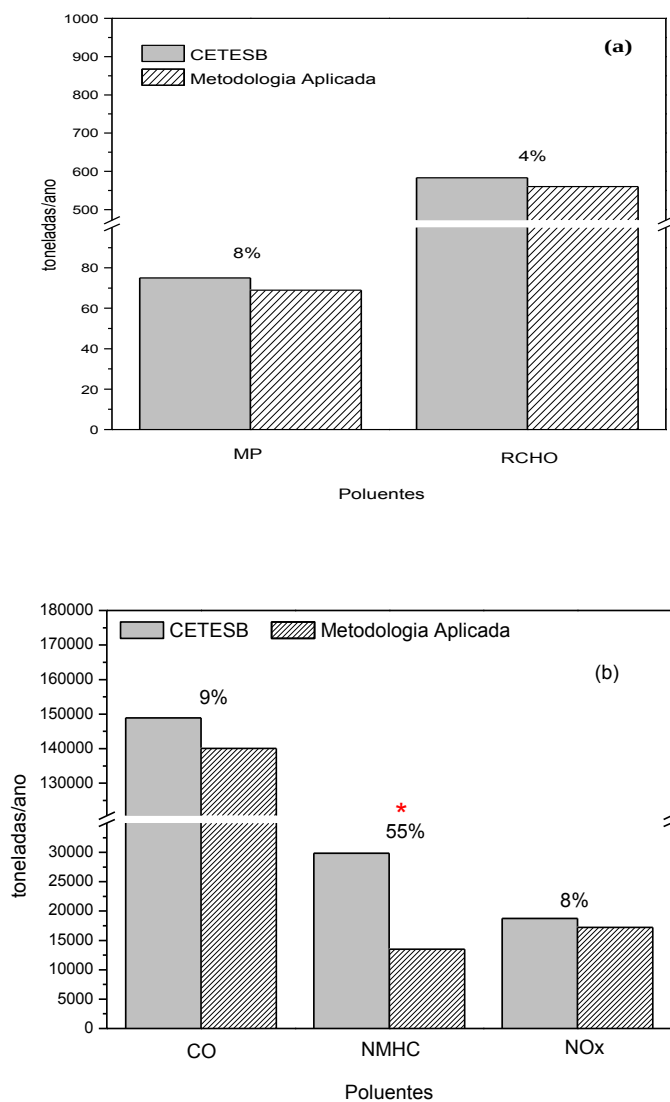
ZHANG, Y.; SHAO, K.; TANG, X. The study of urban photochemical smog pollution in China. **Acta Sci. Nat. Univ. Pekin**, v. 34, p. 392-400, 1998.

ZHANG, K.; BATTERMAN, S. Air pollution and health risks due to vehicle traffic. **Science of the total environment**, v. 450-451, p. 307-316, 2013.

APÊNDICE A – VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA *BOTTOM-UP*

A Figura A1 ilustra a validação da metodologia *bottom-up* aplicada no presente estudo, quando utilizados os dados da CETESB (ano-base 2014), para automóveis a gasolina. Os valores foram significativamente próximos, sugerindo adequação da metodologia utilizada para calcular as emissões veiculares na RMF.

Figura A1 – Validação da metodologia aplicada no presente estudo validada com os dados da CETESB do ano de 2014.



Com relação às emissões de hidrocarbonetos não metano (NMHC) na Figura A1(b), o valor reportado pela CETESB (2015) inclui as emissões totais (evaporativas de abastecimento e de exaustão) para os veículos ciclos Otto, enquanto que no cálculo da emissão desse poluente no presente estudo foram utilizadas somente às oriundas da exaustão dos gases de escape. Esse fato pode explicar as diferenças elevadas (55%) entre as estimativas das emissões de NMHC realizadas pela CETESB e pela calculada aqui.

APÊNDICE B – CÁLCULOS DAS EMISSÕES VEICULARES NA RMF

Tabela B1– Determinação da IU_{ajust} para automóveis a gasolina na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota ⁽¹⁾ (nº veíc.)	Idade do Veículo (anos)	S(t) ⁽¹⁾	Fc (nº veíc.)	IU _{ref} ⁽²⁾ (km/ano)	A ⁽²⁾ (km/L)	C _{est} ⁽¹⁾ (L/ano)	IU _{ajust} ⁽¹⁾ (km/ano)
1975	3.374	40	0,0249	84	6.174	8,90	58.183	6.748
1976	4.960	39	0,0285	141	6.174	8,90	97.911	6.748
1977	5.141	38	0,0326	167	6.172	8,90	116.098	6.746
1978	7.614	37	0,0373	284	6.276	8,90	200.041	6.860
1979	8.146	36	0,0426	347	6.430	8,90	250.780	7.028
1980	7.364	35	0,0487	359	6.631	8,90	267.238	7.247
1981	4.106	34	0,0557	229	6.873	8,90	176.481	7.512
1982	4.760	33	0,0636	303	7.153	9,65	224.276	7.818
1983	3.505	32	0,0726	254	7.467	10,19	186.335	8.161
1984	1.260	31	0,0828	104	7.810	10,39	78.380	8.536
1985	1.625	30	0,0943	153	8.180	10,42	120.308	8.940
1986	2.374	29	0,1074	255	8.571	10,64	205.368	9.368
1987	1.030	28	0,1222	126	8.980	10,86	104.038	9.815
1988	1.188	27	0,1388	165	9.402	11,07	140.045	10.277
1989	2.735	26	0,1575	431	9.835	11,82	358.362	10.749
1990	5.095	25	0,1784	909	10.273	11,82	790.007	11.228
1991	5.006	24	0,2018	1.010	10.712	10,98	985.464	11.708
1992	4.502	23	0,2278	1.025	11.149	10,98	1.041.183	12.186
1993	6.843	22	0,2565	1.755	11.580	10,04	2.024.576	12.656
1994	10.069	21	0,2882	2.902	12.000	10,04	3.468.175	13.116
1995	12.473	20	0,3228	4.027	12.406	11,04	4.524.876	13.559
1996	13.516	19	0,3605	4.873	12.793	11,04	5.646.275	13.982
1997	15.598	18	0,4011	6.257	13.157	11,82	6.964.930	14.381
1998	11.439	17	0,4446	5.085	13.495	11,82	5.806.210	14.750
1999	9.429	16	0,4905	4.625	13.803	11,89	5.369.015	15.086
2000	12.039	15	0,5385	6.484	14.075	11,97	7.623.807	15.384
2001	13.702	14	0,5881	8.058	14.309	10,90	10.578.077	15.640
2002	14.093	13	0,6384	8.997	14.500	11,20	11.647.740	15.849
2003	12.635	12	0,6885	8.700	14.645	11,40	11.176.054	16.007
2004	12.721	11	0,7376	9.383	14.739	11,30	12.237.804	16.109
2005	8.338	10	0,7844	6.540	14.778	11,30	8.552.788	16.152
2006	3.008	9	0,8279	2.490	14.758	11,30	3.252.181	16.130
2007	2.298	8	0,8671	1.992	14.675	9,74	3.002.002	16.039
2008	1.321	7	0,9011	1.190	14.525	9,30	1.859.241	15.876
2009	1.206	6	0,9296	1.121	14.305	9,30	1.724.432	15.635
2010	1.797	5	0,9523	1.711	14.009	9,30	2.577.884	15.312
2011	2.600	4	0,9695	2.521	13.635	9,30	3.695.590	14.902
2012	1.236	3	0,9817	1.213	13.177	9,30	1.719.283	14.402

2013	1.293	2	0,9899	1.280	12.632	9,30	1.738.493	13.807
2014	978	1	0,9948	973	11.997	9,30	1.255.071	13.112
2015	527	0	0,9976	526	5.998	9,30	339.097	6.556
TOTAL	242.944	-	-	99.048	450.249	-	122.184.098	492.115

Fonte: ⁽¹⁾Autor (2016); ⁽²⁾CETESB (2015).

Tabela B2 – Combustível observado e estimado para automóveis a gasolina na RMF em 2015.

V_{combustível} CE⁽¹⁾	F_{gasolina} CE⁽²⁾	C_{obs} RMF⁽³⁾	C_{est} RMF⁽³⁾	C_{obs} RMF/ C_{est} RMF⁽³⁾
(L)	(nº veículos)	(L)	(L)	
1.331.394.414	2.422.062	133.545.006	122.184.098	1,09

Fonte: ⁽¹⁾ANP (2016); ⁽²⁾DETRAN-CE (2015); ⁽³⁾Autor (2016).

Tabela B3 – Determinação da idade média da frota a gasolina na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota	Idade do Veículo	Idade x Frota	IF_{média}
	(nº veículos)	(anos)		(anos)
1975	3.374	40	134.960	20,2
1976	4.960	39	193.440	
1977	5.141	38	195.358	
1978	7.614	37	281.718	
1979	8.146	36	293.256	
1980	7.364	35	257.740	
1981	4.106	34	139.604	
1982	4.760	33	157.080	
1983	3.505	32	112.160	
1984	1.260	31	39.060	
1985	1.625	30	48.750	
1986	2.374	29	68.846	
1987	1.030	28	28.840	
1988	1.188	27	32.076	
1989	2.735	26	71.110	
1990	5.095	25	127.375	
1991	5.006	24	120.144	
1992	4.502	23	103.546	
1993	6.843	22	150.546	
1994	10.069	21	211.449	
1995	12.473	20	249.460	
1996	13.516	19	256.804	
1997	15.598	18	280.764	
1998	11.439	17	194.463	
1999	9.429	16	150.864	
2000	12.039	15	180.585	

2001	13.702	14	191.828
2002	14.093	13	183.209
2003	12.635	12	151.620
2004	12.721	11	139.931
2005	8.338	10	83.380
2006	3.008	9	27.072
2007	2.298	8	18.384
2008	1.321	7	9.247
2009	1.206	6	7.236
2010	1.797	5	8.985
2011	2.600	4	10.400
2012	1.236	3	3.708
2013	1.293	2	2.586
2014	978	1	978
2015	527	0	0
TOTAL	242.944	-	4.918.562

Fonte: Autor (2016).

Tabela B4 – Modelagem das emissões para automóveis a gasolina de 1975 a 2015 na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota	IU_{ajus}	F_{edet}(CO)	E_{CO}	F_{edet}(NMHC)	ENMHC	F_{edet}(NO_x)	ENO_x	F_{edet}(RCHO)	ERCHO	F_{edet}(MP)	EMP
	(nº veículos)	(km/ano)	(g/km)	(kg/ano)	(g/km)	(kg/ano)	(g/km)	(kg/ano)	(g/km)	(kg/ano)	(g/km)	(kg/ano)
1975	3.374	6.748	33,60	765.004	3,06	69.670	1,40	38	0,0600	1.366	0,002	55
1976	4.960	6.748	33,60	1.124.606	3,06	102.420	1,40	47	0,0600	2.008	0,002	80
1977	5.141	6.746	33,60	1.165.232	3,06	106.119	1,40	57	0,0600	2.081	0,002	83
1978	7.614	6.860	33,60	1.754.916	3,06	159.823	1,40	58	0,0600	3.134	0,002	125
1979	8.146	7.028	33,60	1.923.686	3,06	175.193	1,40	98	0,0600	3.435	0,002	137
1980	7.364	7.247	33,60	1.793.159	3,06	163.306	1,40	51	0,0600	3.202	0,002	128
1981	4.106	7.512	33,60	1.036.333	3,06	94.380	1,40	42	0,0600	1.851	0,002	74
1982	4.760	7.818	33,60	1.250.342	3,06	113.870	1,40	33	0,0600	2.233	0,002	89
1983	3.505	8.161	33,60	961.078	3,06	87.527	1,40	69	0,0600	1.716	0,002	69
1984	1.260	8.536	33,60	361.396	2,45	26.352	1,60	41	0,0600	645	0,002	26
1985	1.625	8.940	33,60	488.132	2,45	35.593	1,60	43	0,0600	872	0,002	35
1986	2.374	9.368	26,40	587.108	2,04	45.367	1,90	125	0,0480	1.067	0,002	53
1987	1.030	9.815	26,40	266.880	2,04	20.623	1,90	149	0,0480	485	0,002	24
1988	1.188	10.277	22,20	271.030	1,73	21.121	1,80	407	0,0480	586	0,002	29
1989	2.735	10.749	18,24	536.230	1,63	47.920	1,60	1.393	0,0480	1.411	0,002	71
1990	5.095	11.228	15,96	912.990	1,43	81.803	1,40	3.835	0,0480	2.746	0,002	137
1991	5.006	11.708	13,80	808.825	1,33	77.952	1,30	4.992	0,0480	2.813	0,002	141

1992	4.502	12.186	7,44	408.162	0,61	33.465	0,60	2.581	0,0156	856	0,002	132
1993	6.843	12.656	7,56	654.759	0,61	52.831	0,80	6.976	0,0264	2.286	0,002	208
1994	10.069	13.116	7,04	929.718	0,54	71.314	0,82	14.949	0,0385	5.084	0,002	317
1995	12.473	13.559	5,69	962.308	0,54	91.326	0,71	20.939	0,0274	4.634	0,002	406
1996	13.516	13.982	4,74	895.782	0,38	71.814	0,61	25.110	0,0213	4.025	0,002	454
1997	15.598	14.381	2,10	471.050	0,23	51.591	0,40	23.199	0,0092	2.064	0,001	247
1998	11.439	14.750	1,64	276.710	0,18	30.371	0,33	16.919	0,0061	1.029	0,001	186
1999	9.429	15.086	1,54	219.058	0,17	24.182	0,32	15.318	0,0059	839	0,001	156
2000	12.039	15.384	1,47	272.255	0,16	29.633	0,29	20.299	0,0058	1.074	0,001	204
2001	13.702	15.640	1,17	250.725	0,14	30.001	0,22	19.327	0,01	2.143	0,001	236
2002	14.093	15.849	1,07	238.991	0,14	31.270	0,19	17.703	0,0056	1.251	0,001	246
2003	12.635	16.007	0,98	198.199	0,13	26.292	0,19	15.714	0,0054	1.092	0,001	222
2004	12.721	16.109	0,88	180.333	0,13	26.640	0,15	13.058	0,0053	1.086	0,001	225
2005	8.338	16.152	0,82	110.431	0,12	16.161	0,14	7.614	0,0052	700	0,001	148
2006	3.008	16.130	0,72	34.933	0,10	4.852	0,11	1.797	0,0033	160	0,001	53
2007	2.298	16.039	0,67	24.695	0,10	3.686	0,11	1.392	0,0032	118	0,001	41
2008	1.321	15.876	0,68	14.261	0,08	1.678	0,08	1.678	0,0061	128	0,001	23
2009	1.206	15.635	0,46	8.674	0,04	754	0,05	943	0,0016	30	0,001	21
2010	1.797	15.312	0,41	11.281	0,04	1.101	0,05	1.376	0,0020	55	0,001	30
2011	2.600	14.902	0,44	17.048	0,04	1.550	0,04	1.550	0,0032	124	0,001	43
2012	1.236	14.402	0,39	6.942	0,03	534	0,04	712	0,0024	43	0,001	20

2013	1.293	13.807	0,30	5.356	0,02	357	0,02	357	0,0018	32	0,001	20
2014	978	13.112	0,24	3.078	0,02	256	0,02	256	0,0014	18	0,001	14
2015	527	6.556	0,24	829	0,02	69	0,02	69	0,0014	5	0,001	4
TOTAL	242.944	492.115	13,20⁽¹⁾	22.202.526	1,15⁽¹⁾	2.030.764	0,78⁽¹⁾	241.313	0,0283⁽¹⁾	60.529	0,002⁽¹⁾	5.011

⁽¹⁾Fator de emissão médio.

Fonte: Autor (2016).

Tabela B5 – Determinação da IU_{ajust} para caminhões pesados a diesel na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota (nº veíc.)	Idade do Veículo (anos)	S(t)	Fc (nº veíc.)	IUref (km/ano)	A (km/L)	Cest (L/ano)	IU_{ajust} (km/ano)
1975	23	40	0,0945	2	16.299	3,4	10.415	8.829
1976	32	39	0,1034	3	17.323	3,4	16.864	9.384
1977	30	38	0,1132	3	18.346	3,4	18.319	9.938
1978	45	37	0,1237	6	19.370	3,4	31.713	10.493
1979	32	36	0,1351	4	20.394	3,4	25.927	11.048
1980	27	35	0,1473	4	21.418	3,4	25.059	11.602
1981	33	34	0,1605	5	22.441	3,4	34.964	12.157
1982	22	33	0,1747	4	23.465	3,4	26.521	12.711
1983	25	32	0,1898	5	24.489	3,4	34.179	13.266
1984	44	31	0,2060	9	25.512	3,4	68.006	13.820
1985	66	30	0,2232	15	26.536	3,4	114.962	14.375
1986	109	29	0,2414	26	27.560	3,4	213.308	14.929
1987	52	28	0,2607	14	28.583	3,4	113.979	15.484
1988	71	27	0,2811	20	29.607	3,4	173.776	16.038
1989	74	26	0,3024	22	30.631	3,4	201.626	16.593
1990	118	25	0,3248	38	31.655	3,4	356.824	17.148
1991	78	24	0,3481	27	32.678	3,4	260.973	17.702
1992	49	23	0,3723	18	33.702	3,4	180.842	18.257
1993	71	22	0,3974	28	34.726	3,4	288.162	18.811
1994	107	21	0,4232	45	35.749	3,4	476.115	19.366
1995	111	20	0,4497	50	36.773	3,4	539.860	19.920
1996	112	19	0,4768	53	37.797	3,4	593.602	20.475
1997	123	18	0,5043	62	38.820	3,4	708.278	21.029
1998	100	17	0,5323	53	39.844	3,4	623.789	21.584
1999	111	16	0,5606	62	40.868	3,4	747.894	22.139
2000	111	15	0,5890	65	41.892	3,4	805.536	22.693
2001	134	14	0,6175	83	42.915	3,4	1.044.501	23.248
2002	152	13	0,6461	98	43.939	3,4	1.269.178	23.802
2003	171	12	0,6746	115	44.963	3,4	1.525.539	24.357
2004	213	11	0,7030	150	45.986	3,4	2.025.221	24.911
2005	159	10	0,7312	116	47.010	3,4	1.607.391	25.466
2006	202	9	0,7591	153	48.034	3,4	2.166.331	26.020
2007	257	8	0,7868	202	49.057	3,4	2.917.611	26.575
2008	399	7	0,8142	325	50.081	3,4	4.785.371	27.129
2009	229	6	0,8414	193	51.105	3,4	2.896.090	27.684
2010	430	5	0,8683	373	52.129	3,4	5.724.298	28.239
2011	583	4	0,8949	522	53.152	3,4	8.156.443	28.793
2012	224	3	0,9214	206	54.176	3,6	3.105.944	29.348
2013	287	2	0,9477	272	55.200	3,6	4.170.407	29.902
2014	336	1	0,9739	327	56.223	3,6	5.110.388	30.457
2015	71	0	1,0000	71	28.112	3,6	554.424	15.228

TOTAL	5.623	-	-	3.853	1.478.558	-	53.750.629	800.951
--------------	--------------	----------	----------	--------------	------------------	----------	-------------------	----------------

Fonte: Autor (2016).

Tabela B6 – Dados de combustível observado e estimado para caminhões pesados a diesel para o ano de 2015.

V_{combustível CE}⁽¹⁾	F_{gasolina CE}⁽²⁾	C_{obs RMF}⁽³⁾	C_{est RMF}⁽³⁾	C_{obs RMF}/ C_{est RMF}⁽³⁾
(L)	(nº veículos)	(L)	(L)	
1.076.652.140	207.918	29.117.320	53.750.629	0,54

Fonte: ⁽¹⁾ANP (2016); ⁽²⁾DETRAN-CE (2015); ⁽³⁾Autor (2016).

Tabela B7 – Cálculo da idade média da frota de caminhões pesados a diesel na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota	Idade do Veículo	Idade x Frota	IFmédia
	(nº veículos)	(anos)		(anos)
1975	23	40	920	11,9
1976	32	39	1.248	
1977	30	38	1.140	
1978	45	37	1.665	
1979	32	36	1.152	
1980	27	35	945	
1981	33	34	1.122	
1982	22	33	726	
1983	25	32	800	
1984	44	31	1.364	
1985	66	30	1.980	
1986	109	29	3.161	
1987	52	28	1.456	
1988	71	27	1.917	
1989	74	26	1.924	
1990	118	25	2.950	
1991	78	24	1.872	
1992	49	23	1.127	
1993	71	22	1.562	
1994	107	21	2.247	
1995	111	20	2.220	
1996	112	19	2.128	
1997	123	18	2.214	
1998	100	17	1.700	
1999	111	16	1.776	
2000	111	15	1.665	
2001	134	14	1.876	
2002	152	13	1.976	

2003	171	12	2.052
2004	213	11	2.343
2005	159	10	1.590
2006	202	9	1.818
2007	257	8	2.056
2008	399	7	2.793
2009	229	6	1.374
2010	430	5	2.150
2011	583	4	2.332
2012	224	3	672
2013	287	2	574
2014	336	1	336
2015	71	0	0
TOTAL	5.623	-	66.923

Fonte: Autor (2016).

Tabela B8 – Modelagem das emissões para caminhões pesados a diesel de 1975 a 2015 na RMF em 2015.

Ano de Fabricação	Frota (nº veíc.)	IU_{ajus} (km/ano)	F_{edet}(CO) (g/km)	E_{CO} (kg/ano)	F_{edet}(NMHC) (g/km)	E_{NMHC} (kg/ano)	F_{edet}(NO_x) (g/km)	E_{NO_x} (kg/ano)	F_{edet}(RCHO) (g/km)	E_{RCHO} (kg/ano)	F_{edet}(MP) (g/km)	E_{MP} (kg/ano)
1975	23	8.829	2,014	409	0,736	149	11,585	2.353	-	-	0,715	145
1976	32	9.384	2,014	605	0,736	221	11,585	3.479	-	-	0,715	215
1977	30	9.938	2,014	600	0,736	219	11,585	3.454	-	-	0,715	213
1978	45	10.493	2,014	951	0,736	348	11,585	5.470	-	-	0,715	338
1979	32	11.048	2,014	712	0,736	260	11,585	4.096	-	-	0,715	253
1980	27	11.602	2,014	631	0,736	231	11,585	3.629	-	-	0,715	224
1981	33	12.157	2,014	808	0,736	295	11,585	4.648	-	-	0,715	287
1982	22	12.711	2,014	563	0,736	206	11,585	3.240	-	-	0,715	200
1983	25	13.266	2,014	668	0,736	244	11,585	3.842	-	-	0,715	237
1984	44	13.820	2,014	1.225	0,736	448	11,585	7.045	-	-	0,715	435
1985	66	14.375	2,014	1.911	0,736	698	11,585	10.991	-	-	0,715	678
1986	109	14.929	2,014	3.277	0,736	1.198	11,585	18.852	-	-	0,715	1.164
1987	52	15.484	2,014	1.622	0,736	593	11,585	9.328	-	-	0,715	576
1988	71	16.038	2,014	2.293	0,736	838	11,585	13.192	-	-	0,715	814
1989	74	16.593	2,014	2.473	0,736	904	11,585	14.225	-	-	0,715	878
1990	118	17.148	2,014	4.075	0,736	1.489	11,585	23.441	-	-	0,715	1.447

1991	78	17.702	2,014	2.781	0,736	1.016	11,585	15.996	-	-	0,715	987
1992	49	18.257	2,014	1.802	0,736	658	11,585	10.364	-	-	0,715	640
1993	71	18.811	2,014	2.690	0,736	983	11,585	15.473	-	-	0,715	955
1994	107	19.366	2,014	4.173	0,736	1.525	11,585	24.006	-	-	0,715	1.482
1995	111	19.920	2,014	4.453	0,736	1.627	11,585	25.616	-	-	0,715	1.581
1996	112	20.475	2,014	4.618	0,736	1.688	11,585	26.567	-	-	0,715	1.640
1997	123	21.029	2,014	5.209	0,736	1.904	11,585	29.966	-	-	0,715	1.849
1998	100	21.584	2,014	4.347	0,736	1.589	11,585	25.005	-	-	0,715	1.543
1999	111	22.139	2,014	4.949	0,736	1.809	11,585	28.469	-	-	0,715	1.757
2000	111	22.693	1,810	4.559	0,603	1.519	7,319	18.436	-	-	0,355	894
2001	134	23.248	1,810	5.638	0,603	1.878	7,319	22.800	-	-	0,355	1.106
2002	152	23.802	0,986	3.567	0,336	1.216	7,146	25.854	-	-	0,139	503
2003	171	24.357	0,986	4.107	0,336	1.399	7,146	29.763	-	-	0,139	579
2004	213	24.911	0,940	4.988	0,250	1.327	6,000	31.837	-	-	0,111	589
2005	159	25.466	0,940	3.806	0,250	1.012	6,000	24.294	-	-	0,111	449
2006	202	26.020	0,941	4.946	0,261	1.372	5,301	27.863	-	-	0,095	499
2007	257	26.575	0,941	6.427	0,261	1.783	5,301	36.205	-	-	0,095	649
2008	399	27.129	0,755	8.173	0,132	1.429	5,369	58.118	-	-	0,085	920
2009	229	27.684	0,892	5.655	0,116	735	5,343	33.873	-	-	0,080	507

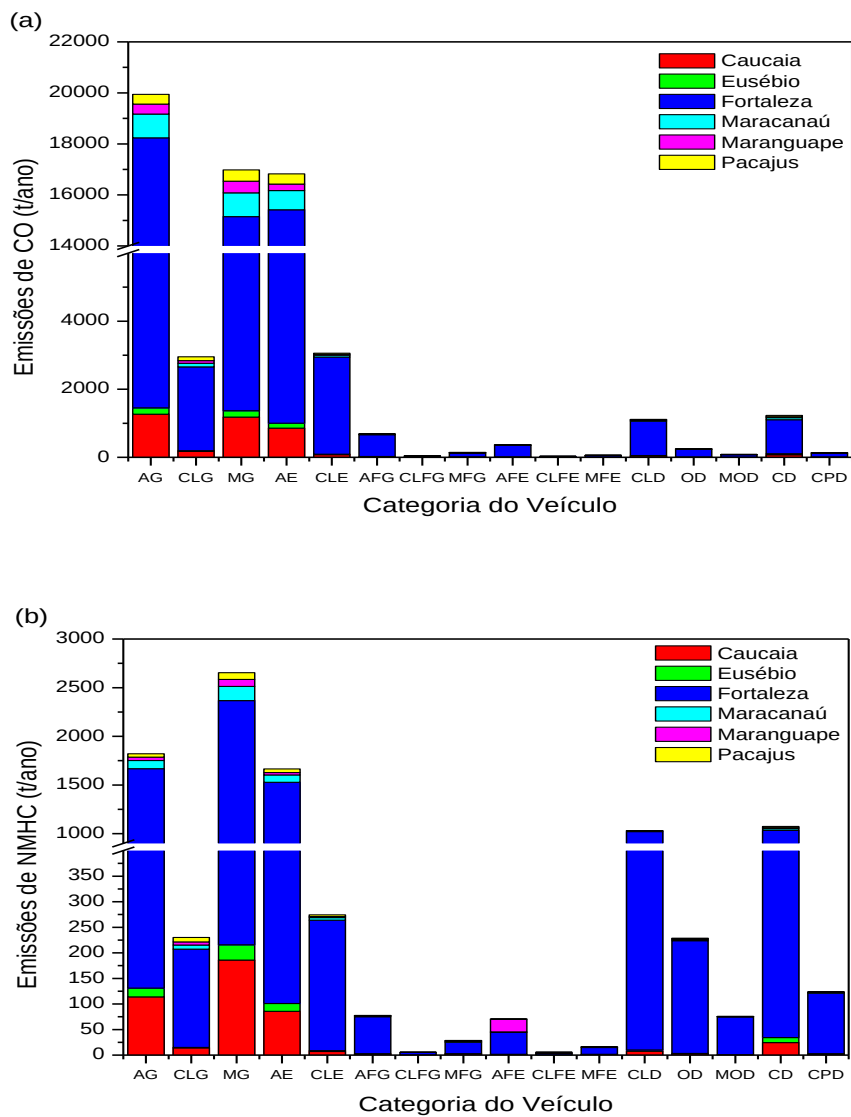
2010	430	28.239	0,647	7.856	0,174	2.113	5,289	64.222	-	-	0,071	862
2011	583	28.793	0,787	13.211	0,157	2.635	5,189	87.105	-	-	0,072	1.209
2012	224	29.348	0,257	1.689	0,030	197	1,588	10.439	-	-	0,015	99
2013	287	29.902	0,285	2.446	0,029	249	1,543	13.242	-	-	0,016	137
2014	336	30.457	0,285	2.917	0,029	297	1,543	15.790	-	-	0,016	164
2015	71	15.228	0,285	308	0,029	31	1,543	1.668	-	-	0,016	17
TOTAL	5.623	800.951	1,558	138.140	0,536	40.332	8,989	834.254	-	-	0,479	29.720

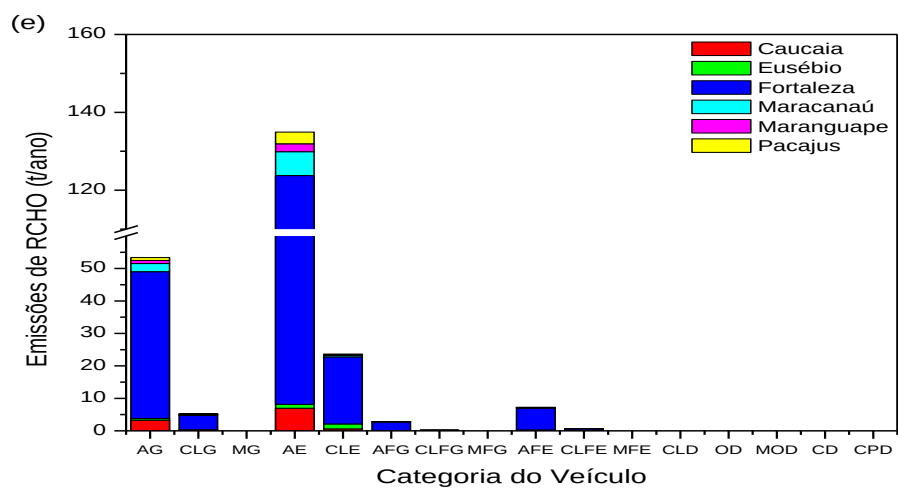
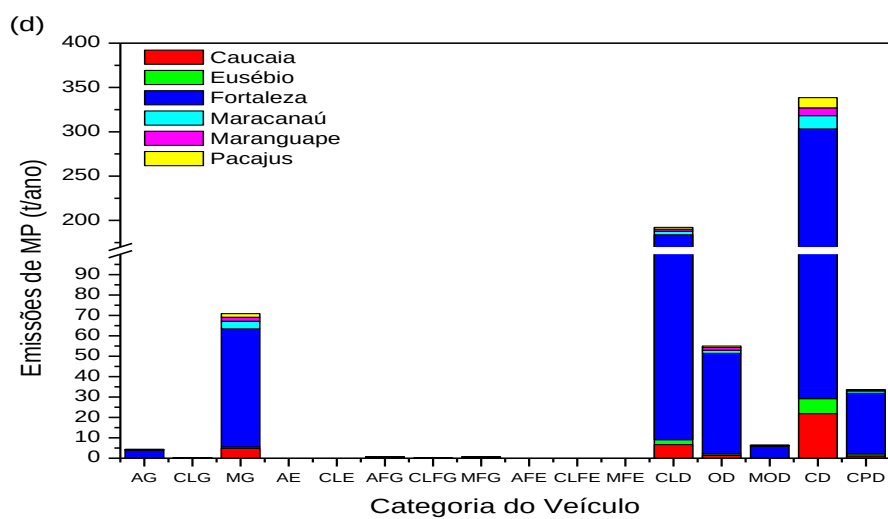
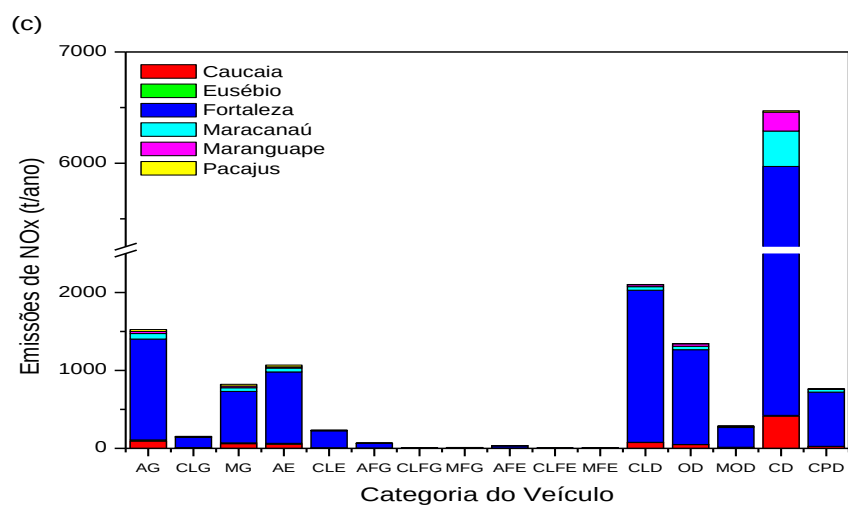
⁽¹⁾Fator de emissão médio.

Fonte: Autor (2016).

APÊNDICE C – EMISSÕES VEICULARES NA RMF

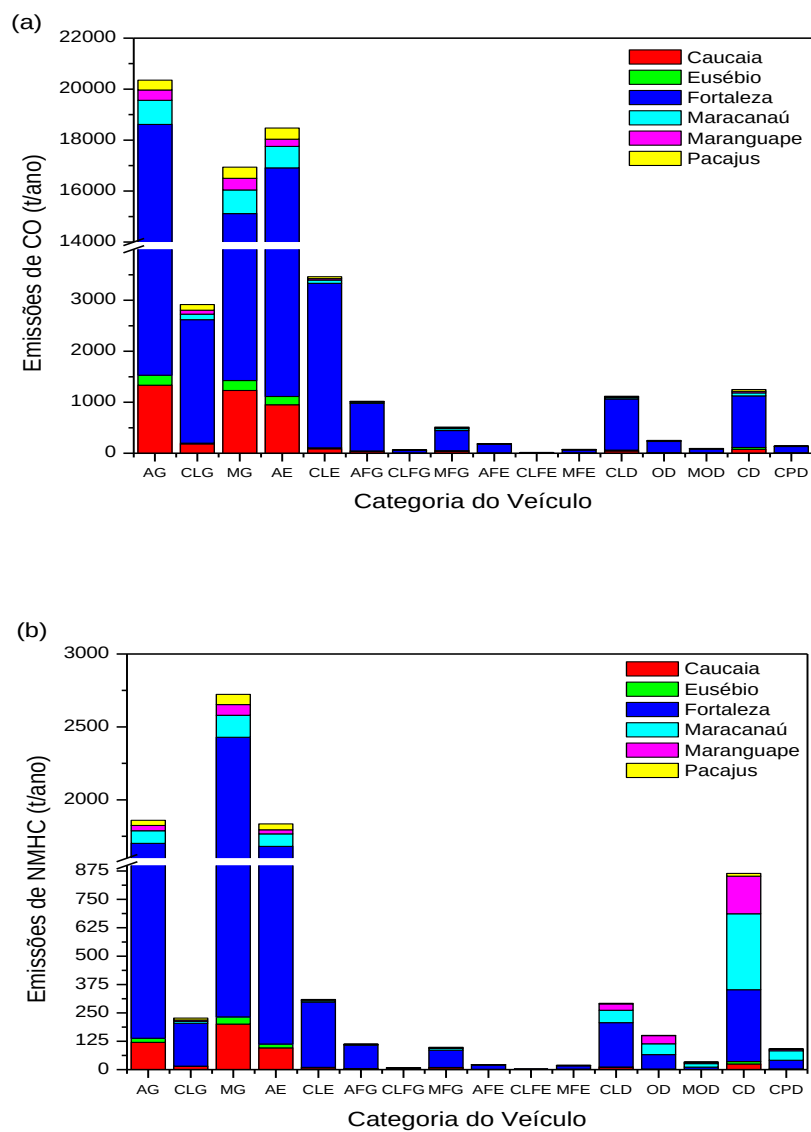
Figura C1 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2010: (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x, (d) MP e (e) RCHO.

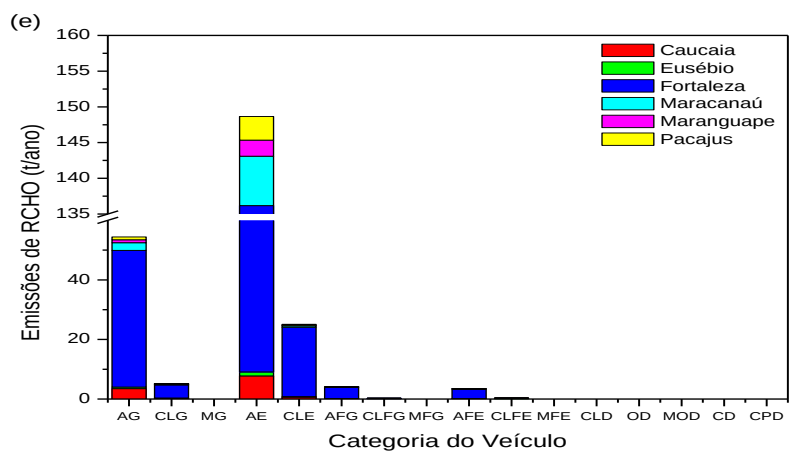
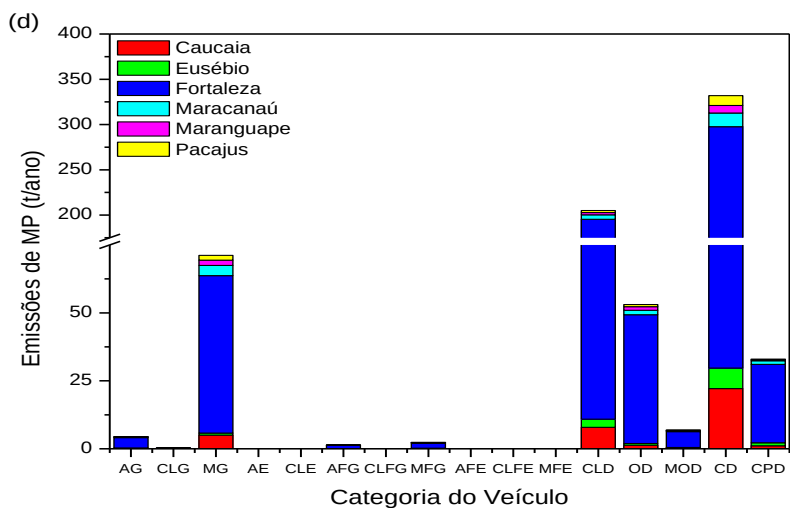
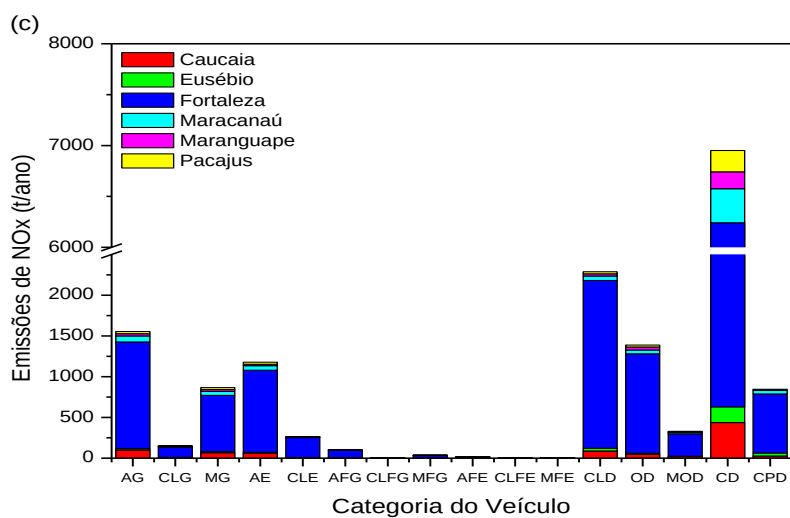




Fonte: Autor (2016).

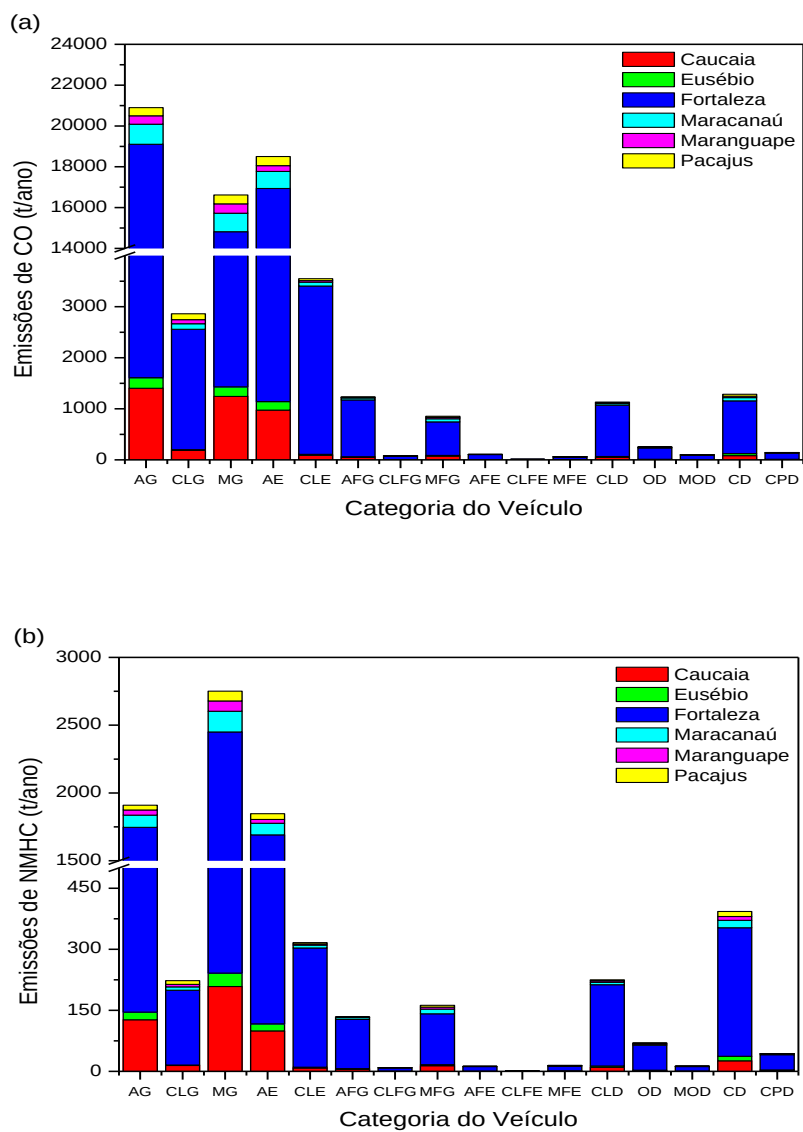
Figura C2 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2011: (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x, (d) MP e (e) RCHO.

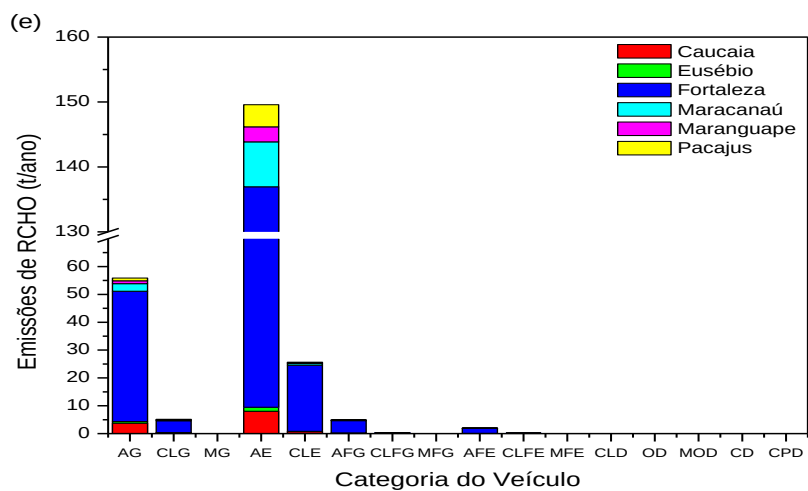
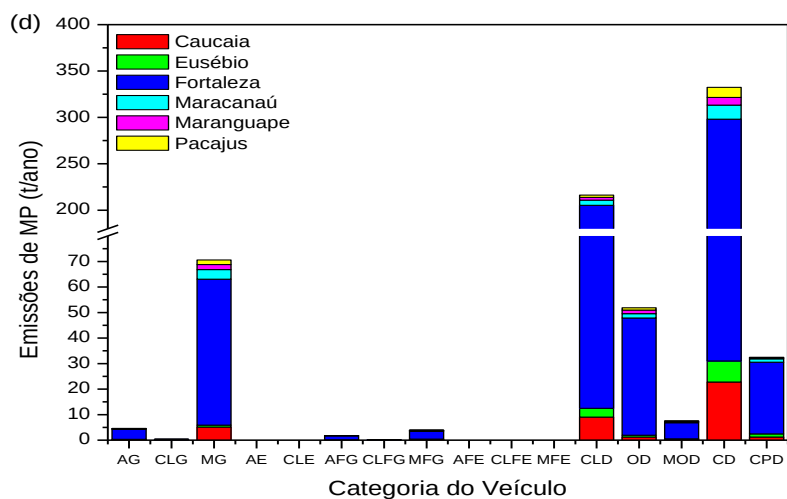
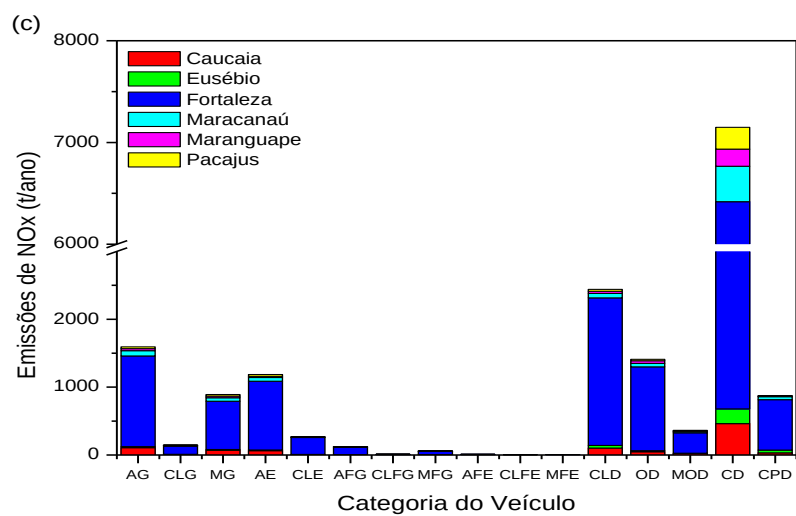




Fonte: Autor (2016).

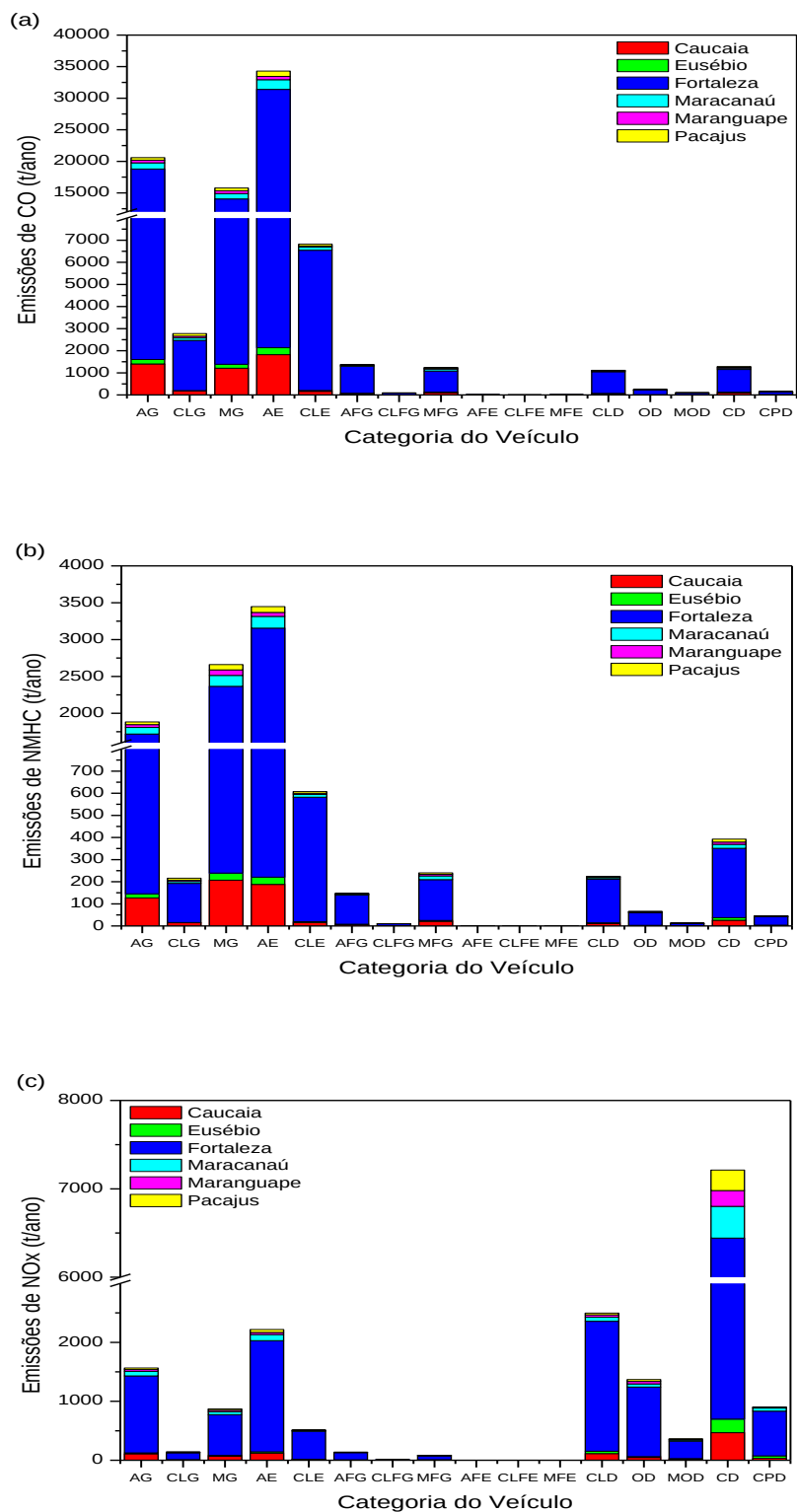
Figura C3 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2012: (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x, (d) MP e (e) RCHO.

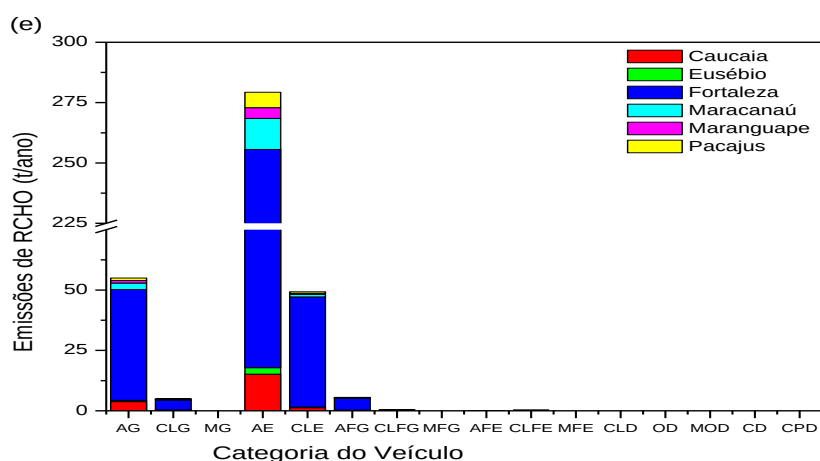
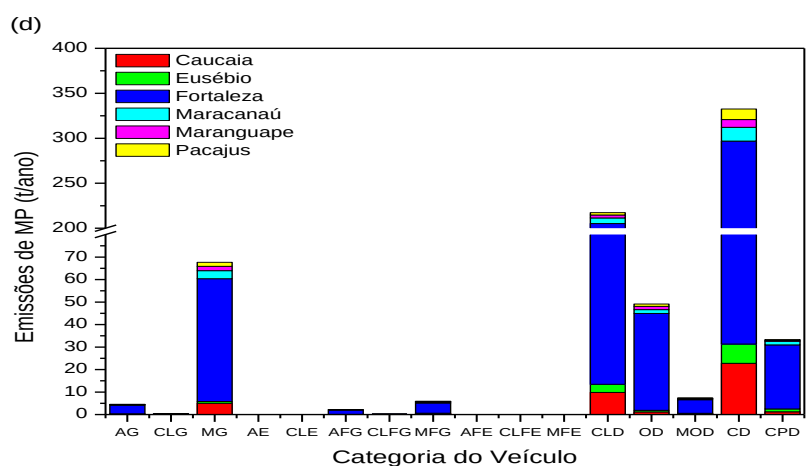




Fonte: Autor (2016).

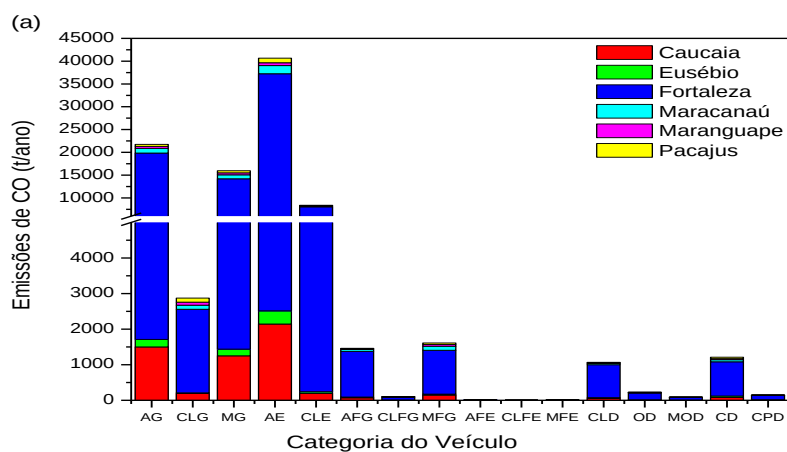
Figura C4 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2013: (a) CO, (b) NMHC, (c) NOx, (d) MP e (e) RCHO.

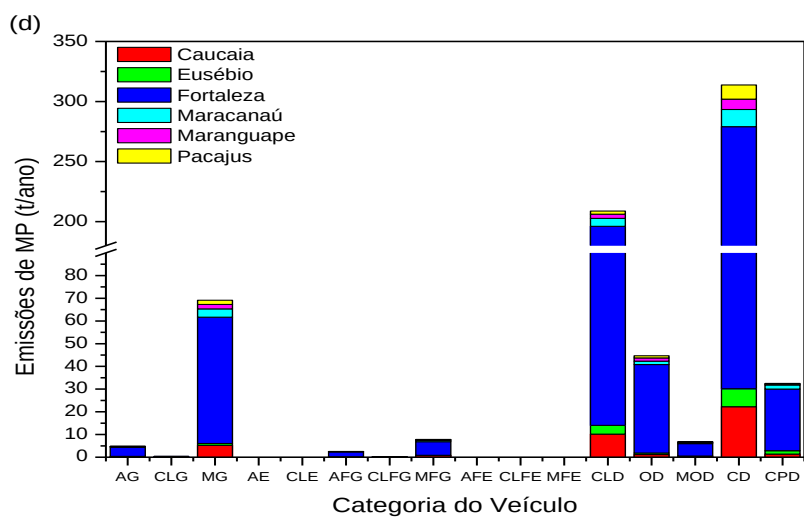
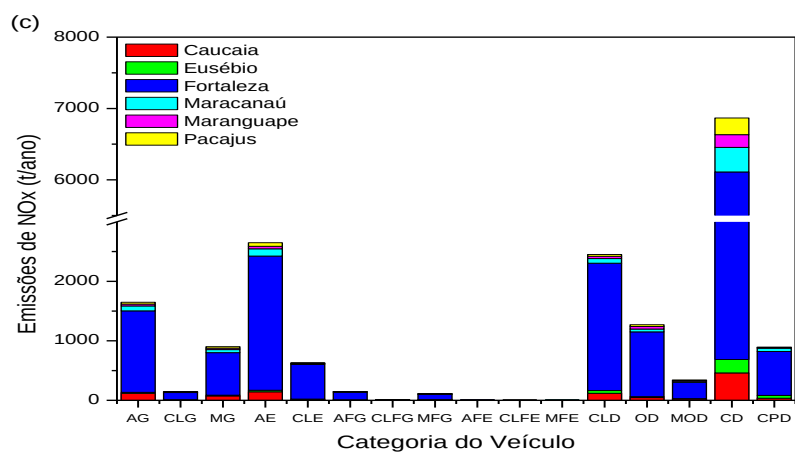
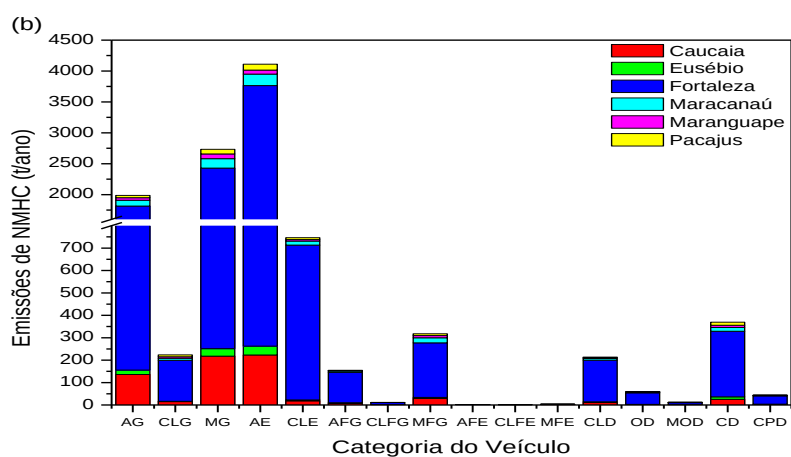


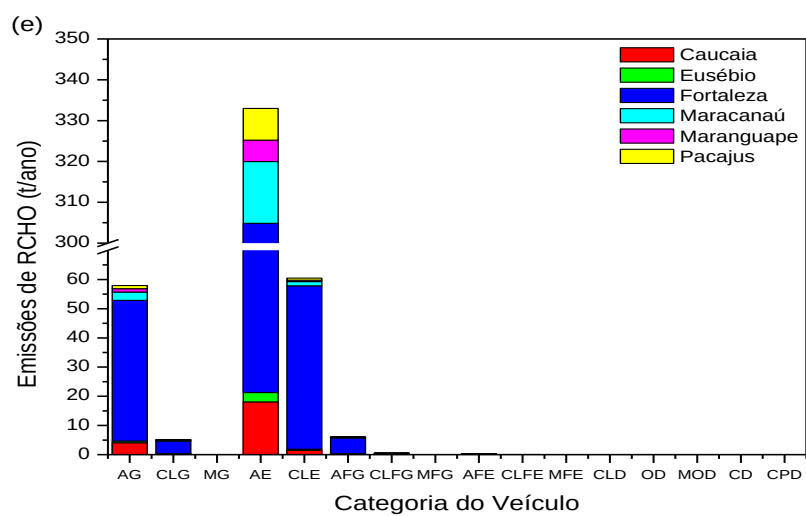


Fonte: Autor (2016).

Figura C5 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2014: (a) CO, (b) NMHC, (c) NOx, (d) MP e (e) RCHO.

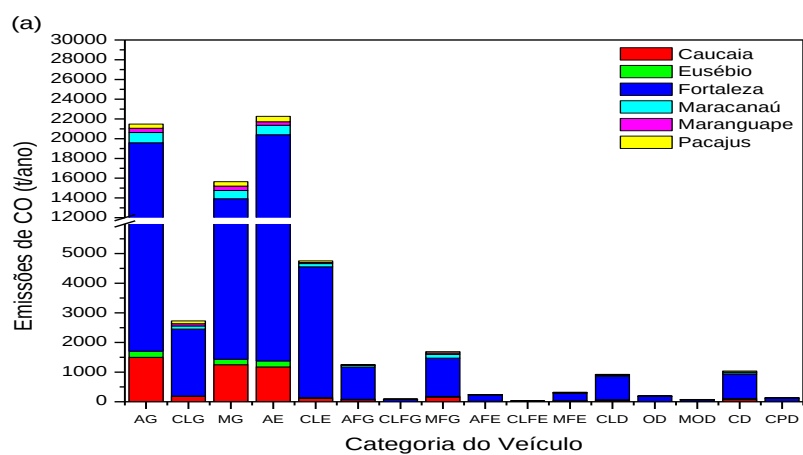


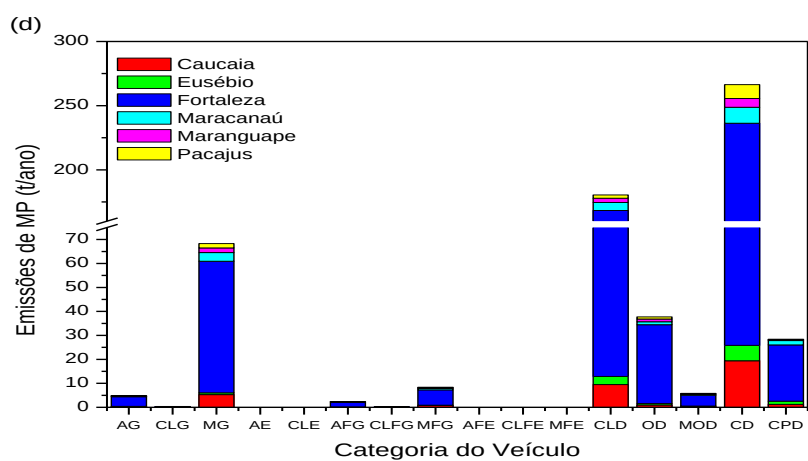
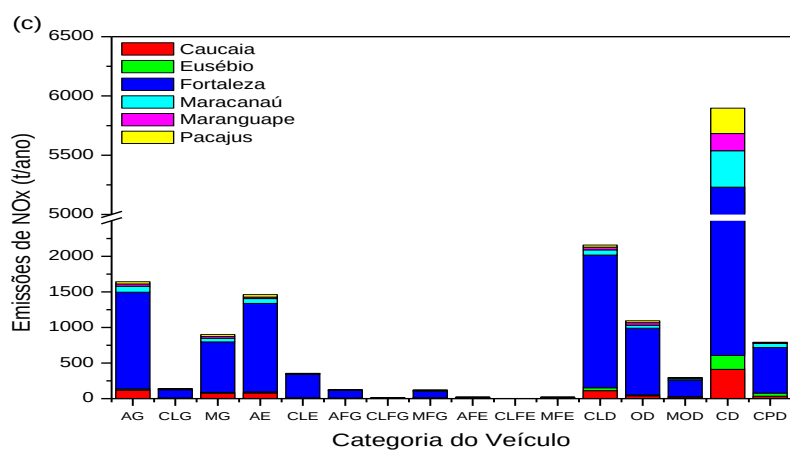
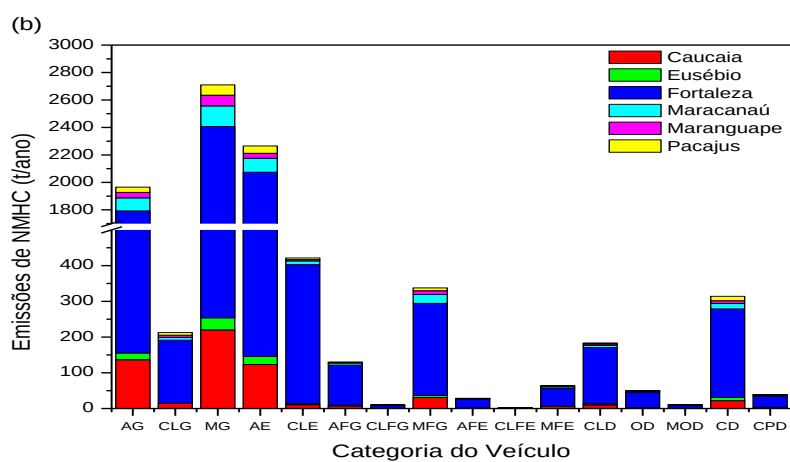


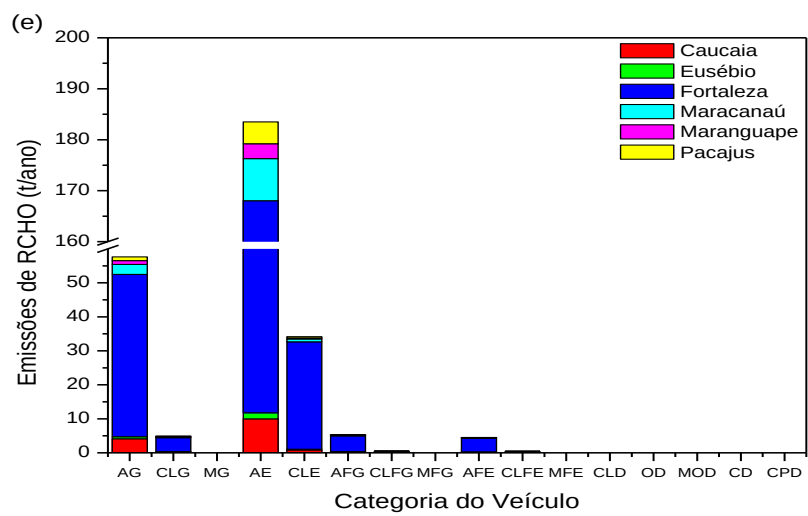


Fonte: Autor (2016)

Figura C6 – Emissões veiculares por categoria, combustível e cidade no ano de 2015: (a) CO, (b) NMHC, (c) NOx, (d) MP e (e) RCHO.







Fonte: Autora (2016).

APÊNDICE D – FROTAS VEICULARES DA RMF

Tabela D1 – Frotas veiculares totais das cidades consideradas no presente trabalho.

Ano	Caucaia	Eusébio	Fortaleza	Maracanaú	Maranguape	Pacajus	Total
Frota 2010	45.566	11.969	877.226	36.313	12.993	12.698	996.765
% 2010	4,6%	1,2%	88,0%	3,6%	1,3%	1,3%	100,0%
Frota 2011	57.189	14.904	998.440	45.639	16.217	15.456	1.147.845
% 2011	5,0%	1,3%	87,0%	4,0%	1,4%	1,3%	100,0%
Frota 2012	68.919	17.830	1.110.851	53.629	19.277	18.127	1.288.633
% 2012	5,3%	1,4%	86,2%	4,2%	1,5%	1,4%	100,0%
Frota 2013	80.310	20.706	1.220.291	62.563	22.602	20.392	1.426.864
% 2013	5,6%	1,5%	85,5%	4,4%	1,6%	1,4%	100,0%
Frota 2014	93.078	24.076	1.324.173	72.143	26.034	22.905	1.562.409
% 2014	6,0%	1,5%	84,8%	4,6%	1,7%	1,5%	100,0%
Frota 2015	104.165	26.908	1.404.849	80.110	29.085	24.981	1.670.098
% 2015	6,2%	1,6%	84,1%	4,8%	1,7%	1,5%	100,0%

Fonte: Autor (2016).