



UFBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

MESTRADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

PAULO VICTOR ROCHA BRANDÃO

ESTUDO DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE POLUENTES
ORIGINÁRIOS DA FROTA VEICULAR EM SALVADOR – BA.



SALVADOR
2020



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL**



PAULO VICTOR ROCHA BRANDÃO

**ESTUDO DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE POLUENTES
ORIGINÁRIOS DA FROTA VEICULAR EM SALVADOR – BA.**

SALVADOR – BA

2020

PAULO VICTOR ROCHA BRANDÃO

**ESTUDO DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE POLUENTES
ORIGINÁRIOS DA FROTA VEICULAR EM SALVADOR – BA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial, PEI, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Industrial, sob orientação da Prof^a. Dra. Rosana Lopes Lima Fialho e Prof. Dr. Édler Lins de Albuquerque.

SALVADOR – BA

2020

B817 Brandão, Paulo Victor Rocha.

Estudo da dispersão atmosférica de poluentes originários da frota veicular em salvador – BA/ Paulo Victor Rocha Brandão. – Salvador, 2020.

188 f.: il. color.

Orientadora: Profa. Dra. Rosana Lopes Lima Fialho.

Coorientador: Prof. Dr. Édler Lins de Albuquerque.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2020.

1. Veículos - emissões. 2. Poluição - Salvador. 3. Inventário. 4. Dispersão atmosférica. I. Fialho, Rosana Lopes Lima. II. Albuquerque, Édler Lins de. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 628.53

PAULO VICTOR ROCHA BRANDÃO

ESTUDO DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE POLUENTES ORIGINÁRIOS DA FROTA VEICULAR EM SALVADOR – BA.

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como parte dos pré-requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Industrial.

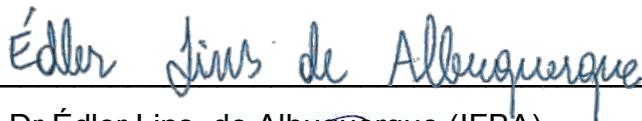
Banca examinadora:



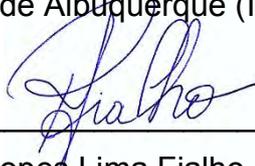
Prof. Dr. André Luís Dantas Ramos (UFS).



Dr Diógenes Ganghis Pimentel de Lyra (CETREL S.A.)



Prof. Dr Édler Lins, de Albuquerque (IFBA)



Prof^a. Dr^a Rosana Lopes Lima Fialho (UFBA)

SALVADOR – BA

2020

AGRADECIMENTOS

Queria agradecer primeiramente a Deus e a todos os espíritos de luz que me auxiliaram durante toda produção do trabalho.

À minha mãe Marília, dedico esse trabalho a senhora. Amo-te muito.

À minha Irmã e meu cunhado pelo incentivo na longa jornada e apoio.

À minha namorada Heloá, pelo carinho e imenso apoio e paciência pelas muitas horas que teve de abdicar de meu convívio.

Ao meu orientador, Prof. Dr Édler Lins de Albuquerque, pelo apoio, conhecimentos transmitidos e pelo sacrifício de abrir mão de dias de descanso, para a conclusão deste trabalho.

À Prof. Dr. Rosana Lopes Fialho por me receber na Pós-graduação.

À toda equipe do ECOIN pela ajuda prestada.

À equipe da Transalvador pela ajuda na obtenção dos dados de fluxo veicular para construção do trabalho.

À empresa Cetrel e ao Governo do estado pela disponibilidade dos dados de monitoramento adquiridos pelas redes de monitoramento.

“O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior – Brasil (capes) – código de financiamento 001”.

EPÍGRAFE

Não se pode criar experiência. É preciso passar por ela

Albert Camus

RESUMO

A poluição atmosférica tem sido um dos principais temas de interesse no meio científico tendo em vista sua implicação na qualidade da saúde humana, dos ecossistemas e dos bens construídos, identificando-se com uma dimensão fundamental na busca do desenvolvimento sustentável. O crescimento desenfreado das cidades, o aumento contínuo da população e a intensa industrialização são fatores que impulsionaram o cenário que temos hoje em dia. Neste contexto, a presente dissertação teve como objetivo investigar a dispersão de poluentes originários de emissões veiculares na Região de Salvador para o ano de 2018. Foram consideradas, as emissões dos poluentes monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NOx) e material particulado (MP), avaliando-se e comparando-se as metodologias e resultados dos últimos estudos nesta região. Para chegar a este objetivo foi necessário quantificar o inventário de emissões veiculares, que empregou o método de cálculo da Agência Europeia do Ambiente (AEA) utilizando fatores de emissão associados à quilometragem veicular para estimativa da emissão de poluentes. Tais dados, unidos a informações meteorológicas e topográficas, foram alimentados no AERMOD VIEW para simular o comportamento da dispersão dos poluentes. Os resultados obtidos indicaram a contribuição das emissões veiculares para a poluição do ar na cidade de Salvador indicando as localidades mais impactadas por esta atividade como, por exemplo: Avenida Afrânio Peixoto, Avenida Engenheiro Oscar Pontes e a Avenida Bonocô. O estudo encontrou resultados significativos para as concentrações de NO₂ e MP₁₀, sendo que para o poluente MP₁₀ o valor encontrado foi superior ao limite permitido pelo padrão final do CONAMA 491/2018, tanto para 24h quanto para 1 ano, já os valores encontrados para o NO₂ percebem-se uma violação quando comparado com os padrões finais do CONAMA 491/18 tanto para 1h quanto para 1 ano.

PALAVRAS-CHAVE: Inventário de Emissões Veiculares, Poluição Atmosférica, Estudo de Dispersão de poluentes do ar, Salvador.

ABSTRACT

Air pollution has been one of the main topics of interest in the scientific community, given its implications for the quality of human health, ecosystems and constructed goods, identifying itself with a fundamental dimension in the search for sustainable development. The unrestrained growth of cities, the continuous increase of the population and the intense industrialization are factors that drove the scenario that we have today. In this context, the present dissertation aimed to investigate the dispersion of pollutants originating from vehicular emissions in the Salvador Region for the year 2018. Emissions of pollutants carbon monoxide (CO), oxides of nitrogen (NO_x) and material particulate matter (PM), evaluating and comparing the methodologies and results of the latest studies in this region. To achieve this objective, it was necessary to quantify the vehicle emissions inventory, which used the European Environment Agency (AEA) calculation method using emission factors associated with vehicle mileage to estimate pollutant emissions. Such data, together with meteorological and topographic information, were fed into AERMOD VIEW to simulate the dispersion behavior of pollutants. The results obtained indicated the contribution of vehicle emissions to air pollution in the city of Salvador, indicating the locations most impacted by this activity such as: Afrânio Peixoto Avenue, Engenheiro Oscar Pontes Avenue and Bonocô Avenue. The study found significant results for the concentrations of NO₂ and MP₁₀, and for the pollutant MP₁₀ the value found was higher than the limit allowed by the final standard of CONAMA 491/2018, both for 24h and for 1 year, already the values found for the NO₂ perceives a violation when compared to the final standards of CONAMA 491/18 for both 1 hour and 1 year.

KEYWORDS: Vehicle Emissions Inventory, Air Pollution, Air Pollutant Dispersion Study, Salvador.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Oferta interna de energia mundial.	24
Figura 2: Matriz de transporte de cargas no Brasil com representação de cada modal.	26
Figura 3: Evolução da frota estimada de veículos por categoria.	27
Figura 4: Cabeçote, Bloco e cárter do motor.	33
Figura 5: Funcionamento do motor 4 tempos: a- admissão b- compressão c- combustão d- escape.	35
Figura 6: Diferentes tipos de emissões.	36
Figura 7: Mudança das emissões ao longo de uma viagem por emissão de descarga.	38
Figura 8: Emissão de poluentes em motores ciclo Otto para diferentes taxas de equivalências ar/combustível.	39
Figura 9: Ilustração representando as diferenças entre os tamanhos das partículas MP ₁₀ e MP _{2,5}	45
Figura 10: Mortes prematuras por exposição a partículas e Ozônio.	50
Figura 11: Número de mortes (em milhares) causadas pelo MP _{2,5} em 1990 e em 2013.	51
Figura 12: Número de mortes por 100 mil habitantes causadas pela exposição ao MP _{2,5}	52
Figura 13: Efeitos do MP nos pulmões.	46
Figura 14: Comparação entre os Padrões de qualidade do ar adotados em países na Europa, Américas e Ásia.	63
Figura 15: Estimativa de custos dos equipamentos da rede automática básica (U\$).	65
Figura 16: Monitoramento de poluentes e parâmetros meteorológicos realizados em 21 estações de monitoramento em 2013.	66
Figura 17: Percentual da frota na cidade de Salvador por tipo de veículo.	71
Figura 18: Distribuição percentual da frota por ano de fabricação.	72
Figura 19: Distância média percorrida dos caminhões e ônibus.	80
Figura 20: Distância média percorrida dos automóveis, comerciais leves e motocicletas.	80
Figura 21: Divisão da camada atmosférica.	82

Figura 22: Troposfera dividida em duas partes.	83
Figura 23: Estrutura da CLP.....	85
Figura 24: Esquema da Pluma Gaussiana.	91
Figura 25: Aproximação da distribuição da pluma na camada limite convectiva	94
Figura 26: Tratamento da Pluma na Camada Limite Convectiva pelo modelo AERMODVIEW.....	96
Figura 27: Fluxograma do modelo AERMOD.	101
Figura 28: Direção de origem dos ventos em Salvador.	103
Figura 29: Velocidade e direção dos ventos em Salvador, com dados de 2011 a 2013.....	104
Figura 30: Precipitação pluviométrica mensal média.....	105
Figura 31: Topografia da região de Salvador pelo TOPOGRAPHIC MAP	106
Figura 32: Topografia da região de Salvador pelo AERMODVIEW	107
Figura 33: Fontes linhas inseridas no AERMOD VIEW correspondente a cada avenida monitorada.....	112
Figura 34: Fluxo mensal da Avenida Paralela	114
Figura 35: Radar fixo laser em poste.	115
Figura 36: Poste de Câmeras/Sensores/Iluminadores	116
Figura 37: Enquadramento ideal do veículo	116
Figura 38: Aumento da frota de Salvador no período de 2008 - 2018	124
Figura 39: Poluição total separadas por poluentes.....	124
Figura 40: Emissão do CO por categoria veicular e combustível processado.	125
Figura 41: Emissão do NO _x por categoria veicular e combustível processado	126
Figura 42: Emissão do MP por categoria veicular e combustível processado	127
Figura 43: Participação das categorias veiculares na emissão do NMHC.	128
Figura 44: Métodos de cálculo para estimar incerteza relativa em inventário de emissões.....	130
Figura 45: Mapa da dispersão do CO para médias de 1 hora.	133
Figura 46: Mapa da dispersão do CO para médias de 8 horas.	134
Figura 47: Mapa de dispersão do NO _x para 1 hora.	140

Figura 48: Mapa de dispersão do NO _x para 1 ano.	141
Figura 49: Mapa de dispersão do MP ₁₀ para 24 horas.	146
Figura 50: Mapa de dispersão do MP ₁₀ para 1 ano.	147
Figura 51: Mapa de dispersão do MP ₁₀ para 1 hora.	147
Figura 52: Emissões de monóxido de carbono na cidade de Salvador para 1h.	163
Figura 53: Emissões de monóxido de carbono na cidade de Salvador para 8h.	163

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Poluentes primários e secundários.....	25
Quadro 2: Tipos de veículos automotores por função e tipo de motor/combustível utilizado.....	29
Quadro 3: Tipos de Diesel processados no Brasil.....	31
Quadro 4: Categoria das emissões evaporativas.....	40
Quadro 5: Efeitos da exposição aguda e crônica.....	49
Quadro 6: Poluentes e seus efeitos na saúde Humana.....	54
Quadro 7: Padrões intermediários e finais para diferentes tempos de monitoramento definidos pela CONAMA nº491/2018.....	57
Quadro 8: Limite das emissões para veículos leves.....	58
Quadro 9: Limite das emissões para veículos pesados.....	59
Quadro 10: Limite das emissões para Motocicletas.....	59
Quadro 11: Estratificação realizada pelo DENATRAN e Brasil (2014).....	74
Quadro 12: Estratificação elaborada a partir dos dados do DENATRAN (2018).....	75
Quadro 13: Distribuição da frota veicular por combustível.....	75
Quadro 14: Estratificação da frota por ano de fabricação.....	76
Quadro 15: Estratificação da frota por tipo de Veículo.....	76
Quadro 16: Estratificação da frota por tipo de combustível.....	76
Quadro 17: Frações da frota de veículos flexfuel que opta por cada combustível, para cada ano calendário.....	77
Quadro 18: Incremento por acúmulo de rodagem, em g/km a cada 80.000 km.....	78
Quadro 19: Fatores de emissão de MP por desgaste de pneus, freios e pista por categoria.....	79
Quadro 20: Principais Vias Fluxo de Veículos de Salvador.....	111
Quadro 21: Tamanho médio de cada categoria veicular utilizado para cálculo da média.....	113
Quadro 22: Fatores de emissão por categoria veicular (g/km).....	118
Quadro 23: Velocidade média por categoria veicular (km/h).....	118
Quadro 24: Fatores de emissão por categoria veicular (g/s).....	119
Quadro 25: Fator médio para todas as categorias veiculares (g/s).....	119

Quadro 26: Fator médio de emissão dos poluentes CO, NO _x e MP para localidades da cidade de Salvador (g/s).....	120
Quadro 27: Fatores de emissão calculados a partir do Inventário de emissões na região de Salvador.	121
Quadro 28: Taxa de emissão para as localidades estudadas.	122
Quadro 29: Emissão de poluentes oriundos da frota veicular na cidade de Salvador (Toneladas/Ano).....	123
Quadro 30: Resumo das incertezas relativas que foram empregadas no inventário.	130
Quadro 31: incerteza relativa das emissões dos poluentes em Salvador (piores cenário).....	131
Quadro 32: incerteza relativa das emissões dos poluentes em Salvador (melhor cenário).....	131
Quadro 33: Concentrações mínimas e máximas obtidas para o poluente CO nos receptores estudados.	135
Quadro 34: Dispersão do CO nas avenidas Presidente Castelo Branco, da França, Bonocô, Juracy Magalhães Jr., Paralela, CABe Anita Garibaldi para 1h e 8h.....	136
Quadro 35: Comparação do Padrão Final definido pela CONAMA 491/18 com os valores de concentração máxima obtidos no AERMODVIEW.	139
Quadro 36: Receptores para o poluente NO _x	142
Quadro 37: Mapa de Dispersão do NO _x para região da Avenida da França, Jequitiaia, Oscar Pontes, Presidente Castelo Branco, Bonocô, CAB e Paralela para 1h e 1 ano.....	143
Quadro 38: Comparação entre padrões da Resolução CONAMA 491/2018 e o PI-1 com os valores máximos obtidos pelo AERMOD VIEW.....	145
Quadro 39: Receptores para o poluente MP10	148
Quadro 40: Mapa de Dispersão do MP para região da Avenida da França, Presidente Castelo Branco, Bonocô, Barros Reis, Retiro, e Paralela para 24h e 1 ano.....	149
Quadro 41: Comparação entre padrões da Resolução CONAMA 491/2018 e valores máximos obtidos pelo AERMOD VIEW.....	152
Quadro 42: Fotos do relevo ao longo das avenidas	153
Quadro 43: Região de ligação entre Paralela e Luis Eduardo.	155

Quadro 44: Trecho ao longo da Avenida Luis Eduardo.....	155
Quadro 45: Trecho ao longo da Avenida Garibaldi.....	157
Quadro 46: Comparação entre valores medidos para CO nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.....	159
Quadro 47: Comparação entre valores medidos para MP ₁₀ nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.....	159
Quadro 48: Comparação entre valores medidos para NO ₂ nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.....	159

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACM - Antônio Carlos Magalhães

AEA - Agência Europeia do Ambiente

AERMIC - Sigla para a parceria entre a American Meteorological Society (AMS) e a United States Environmental Protection Agency (USEPA)

AERMOD - Modelo AERMIC

AL - Atmosfera Livre

AMS - Sigla inglesa para Sociedade Norte-Americana de Meteorologia

ANP - Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

ARLA-32 - Agente Redutor Líquido Automotivo

Av. - Avenida

CAB C.A.B. - Centro Administrativo da Bahia

CEPRAM - Conselho Estadual de Meio Ambiente (Estado da Bahia)

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CETREL - Empresa de Proteção Ambiental do Polo de Camaçari

CLA - Camada Limite Atmosférica ou Planetária

CLC - Camada Limite Convectiva ou Camada de Mistura

CLE - Camada Limite Estável, também conhecida como Camada Limite Noturna

CLN - Camada Limite Noturna também conhecida como Camada Limite Estável

CLP - Camada Limite Planetária ou Atmosférica

CM - Camada de Mistura ou Camada Limite Convectiva

COMAM - Conselho Municipal de Meio Ambiente (Município de Salvador)

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CR - Camada Limite Residual

CS - Camada Superficial

DEM - Digital Elevation Model

DENATRAN - Departamento Nacional de Trânsito

EEA - Sigla inglesa para Agência Europeia do Ambiente

EMEP - Sigla inglesa para Programa de Avaliação e Monitoramento Europeu

EUA - Estados Unidos da América

Flex - Veículo dotado de sistema de combustão flex-fuel

GNV - Gás Natural Veicular

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEMA - Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo
INEA - Instituto Estadual do Ambiente - Órgão Ambiental do Estado do Rio de Janeiro
INEMA - Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia
IPCC - Sigla inglesa para Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
ISC - Sigla inglesa para Fonte Industrial Complexa (Industrial Source Complex)
LRT - Sigla inglesa para Transporte de Longo Alcance (Long Range Transport)
MP - Material Particulado
MP₁₀ - Material Particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 10 micrometros
MP_{2,5} - Material Particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 micrometros
NMHC - Hidrocarbonetos não-metânicos
NO - Óxido Nítrico
NO₂ - Dióxido de Nitrogênio
NO_x - Óxidos de Nitrogênio (NO + NO₂)
O₃ - Ozônio
OMS - Organização Mundial da Saúde
PCPV - Plano de Controle de Poluição Veicular
PF - Padrão (ões) final (is) de Qualidade do ar
PI - Padrão (ões) intermediário (s) de Qualidade do ar
PROCONVE - Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores
PROMOT - Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Similares
PRONACOP - Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial
PRONAR - Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar
R. - Rua
RMS - Região Metropolitana de Salvador
RMSP - Região Metropolitana de São Paulo
SCR - Sigla inglesa para Redução Catalítica Seletiva
SRT - Sigla inglesa para Transporte de Curto Alcance (Short Range Transport)
TRANSALVADOR - Superintendência de Trânsito de Salvador
USEPA - Sigla inglesa para Agência Norte-Americana do Meio Ambiente
USGS - United States Geological Survey

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	21
2.1. OBJETIVO GERAL	21
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3. ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	22
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
4.1. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	23
4.2. EMISSÕES VEICULARES	26
4.3. CARACTERÍSTICAS DOS COMBUSTÍVEIS	30
4.3.1. Diesel	30
4.3.2. Gasolina	31
4.3.3. Álcool hidratado	31
4.4. MOTORES DE COMBUSTÃO INTERNA	32
4.5. FORMAÇÃO DAS EMISSÕES VEICULARES	35
4.5.1. Emissão de Descarga	36
4.5.2. Emissões Evaporativas	40
4.6. POLUENTES EMITIDOS PELOS VEÍCULOS	41
4.6.1. Óxidos de Nitrogênio (NO_x)	42
4.6.2. Monóxido de Carbono (CO)	43
4.6.3. Material Particulado (MP)	44
4.7. POLUIÇÃO X SAÚDE	47
4.8. PRONAR	56
4.8.1. PROCONVE / PROMOT	58
4.9. REDUÇÃO DA POLUIÇÃO VEICULAR	60
4.9.1. Cenário Mundial	60
4.9.2. Cenário Nacional	61
4.9.3. Comparação entre Padrões Brasileiros e Internacionais	63
4.10. REDES DE MONITORAMENTO	64
5. INVENTÁRIO DE EMISSÕES VEICULARES	67

5.1. PREMISSAS PARA ELABORAÇÃO DO INVENTÁRIO NA REGIÃO DE SALVADOR.....	70
6. DISPERSÃO ATMOSFÉRICA	81
6.1. CAMADA LIMITE ATMOSFERICA.....	82
6.2. MODELOS MATEMÁTICOS DE DISPERSÃO.....	87
6.2.1. Modelos Eulerianos.....	88
6.2.2. Modelos Lagrangeanos.....	89
6.2.3. Modelos Gaussianos.....	90
6.3. AERMOD VIEW	92
6.4. DESCRIÇÃO DOS PRÉ PROCESSADORES AERMET/AERMAP. ...	99
6.4.1. Dados de entrada para o AERMET	99
6.4.2. Dados de saída do AERMET	99
6.4.3. Dados de entrada para o AERMAP.....	100
6.4.4. Dados de saída do AERMAP	100
7. METODOLOGIA E DADOS DE ENTRADA PARA A SIMULAÇÃO DA DISPERSÃO NO AERMOD VIEW.....	102
7.1. DADOS METEOROLÓGICOS DE SALVADOR.....	102
7.2. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA.....	104
7.3. TOPOGRAFIA DA REGIÃO DE SALVADOR.....	105
7.4. DADOS DE ENTRADA PARA MODELAGEM NO AERMOD VIEW ..	107
7.5. AVENIDAS DE SALVADOR ANALISADAS NA MODELAGEM.....	110
7.6. FROTA VEICULAR DAS AVENIDAS DE SALVADOR E ALTURA MÉDIA DOS VEÍCULOS.....	112
7.7. CARACTERIZAÇÃO DOS RADARES EM SALVADOR.....	115
7.8. FATORES DE EMISSÃO DOS POLUENTES.....	117
7.8.1. Cenário 1	117
7.8.2. Cenário 2	119
7.8.3. Cenário 3	121
8. RESULTADOS E DISCUSSÕES	123
8.1. RESULTADOS DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES NA REGIÃO DE SALVADOR.	123
8.2. INCERTEZA RELATIVA DO INVENTÁRIO.....	129
8.3. SIMULAÇÕES DE POLUENTES NO AERMOD VIEW	132
8.3.1. Monóxido de Carbono (CO)	133

8.3.2. Óxido de Nitrogênio (NO _x)	139
8.3.3. Material Particulado Inalável (MP ₁₀)	146
8.4. COMPARAÇÃO COM MEDIÇÕES DA CETREL E OUTROS TRABALHOS.....	158
9. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	165
10. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	168
11. APÊNDICES	169
12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	174

1. INTRODUÇÃO

O controle da qualidade do ar no mundo vem ganhando maior destaque nos últimos anos devido às altas taxas de mortalidade atribuídas à poluição atmosférica. A poluição atmosférica pode ocorrer por eventos naturais (emissão de dióxido de enxofre – SO_2 – por um vulcão) ou antropogênicos (emissões automotivas e industriais). Os gases e poeiras liberados na atmosfera vêm aumentando e seus impactos vêm sendo sentidos em todo o mundo provocando efeitos negativos, sobretudo, nas proximidades das fontes (deteriorando a qualidade do ar em regiões urbanas, agrícolas e industriais), a média ou longa distância (chuva ácida) e em escala global (buraco na camada de ozônio) (EEA, 2017).

Assim, a poluição do ar representa globalmente um dos maiores riscos para a saúde. Na população mundial, nove em cada dez pessoas respiram ar poluído e contaminado, revelou o relatório publicado pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2018), ainda conforme a OMS cerca de 7 milhões de pessoas morrem todos os anos devido à exposição a partículas finas no ar poluído que penetram profundamente nos pulmões e no sistema cardiovascular, causando doenças como acidente vascular cerebral, doenças cardíacas e câncer de pulmão.

Estudos feitos nos municípios brasileiros evidenciaram impactos significativos da poluição do ar na saúde da população em idosos e crianças. As associações mais fortes foram encontradas entre os poluentes SO_2 , PM_{10} e CO, especialmente, para doenças respiratórias (TOLEDO E NARDOCCI, 2011).

Nesse contexto, conhecer a dispersão dos poluentes é fundamental para reduzir os impactos das emissões, e, conseqüentemente, auxiliar na melhoria da qualidade do ar numa região. O estudo das interações após a emissão dos poluentes é muito complexo, uma vez que existe uma gama de fenômenos relacionados a este processo, dentre eles os de natureza físico-química, meteorológica e/ou topográfica. Por considerarem conjuntamente tais fatores para avaliar o espalhamento de poluentes em uma dada região, modelos matemáticos de dispersão de poluentes auxiliam no diagnóstico da qualidade do ar, pois seus resultados podem ser vistos, por exemplo, em mapas com

curvas de isoconcentração, permitindo a avaliação dos impactos causados em toda área de influência (AMBIMET, 2018)

A cidade de Salvador apresenta fatores geográficos que facilitam a dispersão de poluentes, especialmente a intensidade e constância de ventos, reduzindo a poluição atmosférica (SANTOS, 2015) para o acompanhamento dessa poluição, a cidade contava até 2016 com uma rede de monitoramento em várias regiões, identificando períodos de qualidade do ar regular ou inadequada em algumas delas. Atualmente, a rede está totalmente desativada, reduzindo o acompanhamento da dinâmica atmosférica dos poluentes e deixando a população sem informações sobre o estado atual da poluição do ar no município.

Tomando como base este cenário, a presente dissertação tem por objetivo a realização do estudo de dispersão de alguns poluentes através de modelagem matemática e simulação computacional na cidade de Salvador para o ano de 2018. Acredita-se que os resultados alcançados permitirão uma avaliação das contribuições das emissões veiculares para os níveis de poluição hoje existentes.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Realizar um estudo de dispersão de poluentes na cidade de Salvador que permita avaliar a contribuição das emissões veiculares para os níveis de poluição hoje presentes na cidade.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Revisar e atualizar a bibliografia já produzida sobre emissões veiculares, inventários de emissão e estudos de dispersão de poluentes em regiões metropolitanas, sobretudo na Região de Salvador;
- Realizar o inventário de emissões veiculares para a cidade de Salvador com abordagem bottom-up;
- Realizar simulações computacionais para avaliação da dispersão de poluentes de origem veicular em Salvador;
- Comparar os resultados das simulações com dados de monitoramento efetuado e com os padrões de qualidade do ar estabelecidos;

3. ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação contém oito capítulos bem definidos de modo a atender os objetivos propostos, conforme descrito a seguir:

1º capítulo: Introdução

2º capítulo: Objetivos

4º capítulo: Revisão bibliográfica na qual foram expostos conhecimentos específicos sobre o tema para o desenvolvimento e execução da pesquisa.

5º capítulo: Inventário de Emissões. Etapa que visa descrever o que são inventários de emissões e a metodologia utilizada na construção do inventário.

6º capítulo: Metodologia para elaboração do trabalho, onde será definido o que é estudo de dispersão, métodos, etapas, e um breve resumo sobre o simulador escolhido para o projeto.

7º capítulo: Dados de entrada da simulação, Caracterização da cidade de Salvador. Foram levantadas informações sobre a frota de veículos, quantidade de população, informações geográficas (topografia, meteorológica), redes de monitoramento da cidade, tipos de radares instalados, fluxo de automóveis nas avenidas.

8º capítulo: Apresentação dos resultados da simulação, comparação com os registrados em trabalhos passados e o resultado do inventário para região de Salvador no ano de 2018.

9º capítulo: Conclusões e considerações finais

10º capítulo: Sugestões para trabalhos futuros

11º capítulo: Apêndices

12º capítulo: Referências Bibliográficas

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Entende-se como poluição atmosférica a presença de substâncias nocivas, na atmosfera, em concentração suficiente para afetar sua composição ou equilíbrio, impactando o meio ambiente e as mais variadas formas de vida. A poluição atmosférica também causa grandes impactos não só à vida humana como também à vida vegetal e animal, causando também a inutilização ou depreciação dos recursos naturais (GUIMARÃES, 2011).

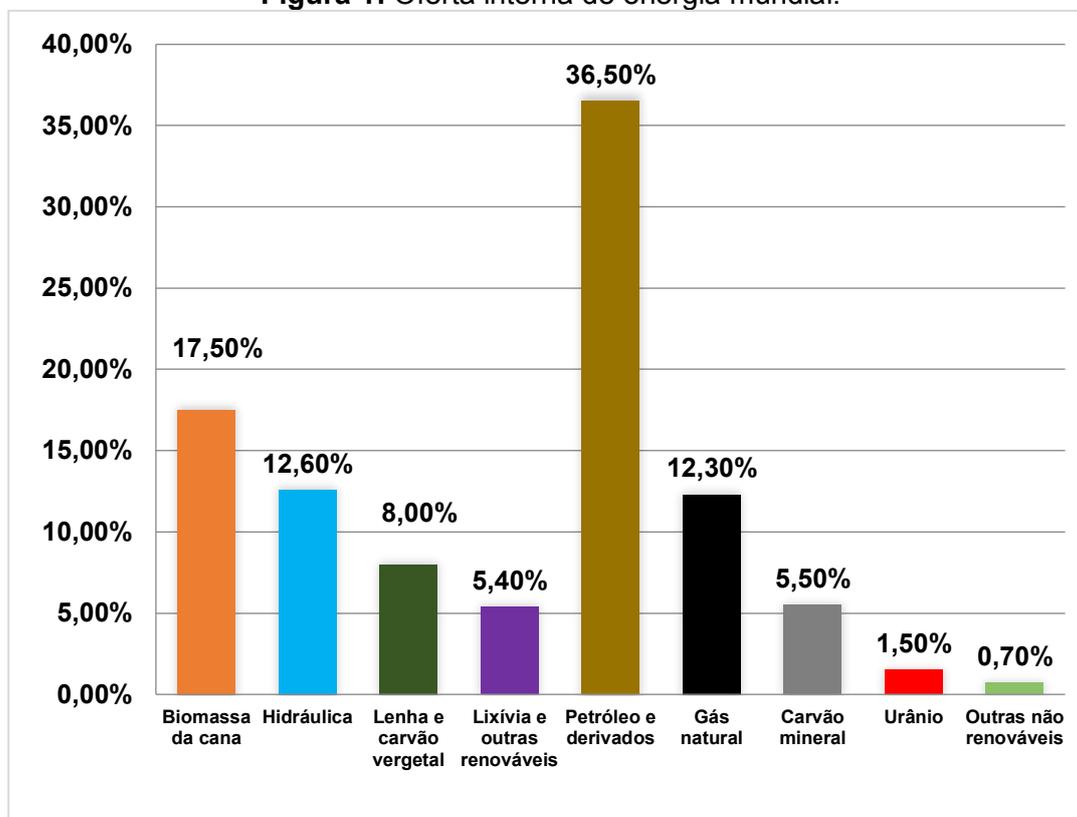
Existem evidências que indicam que a poluição atmosférica está presente em todo o mundo de forma suficiente para causar danos à segurança, saúde e bem-estar dos seres humanos (WHO, 2014). Os principais processos que causam a poluição do ar encontrados no mundo são os processos industriais, a geração de energia, as queimadas e as emissões veiculares, causando assim emissões de poluentes tóxicos à saúde humana (GOUVEIA, 2003). Há uma diversidade de poluentes que são lançados na atmosfera, seja por fontes naturais ou antropogênicas, dentre eles monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), compostos orgânicos voláteis (COV_s) e material particulado (MP) (VIANNA, 2014).

O modelo atual de desenvolvimento socioeconômico impõe gastos elevados com energia, e atualmente grande parte da energia utilizada no mundo é encontrada, dentre outras, através da queima de combustíveis fósseis como, por exemplo, o petróleo, conforme mostra a Figura 1 (BEN, 2017). Devido à utilização desta energia nos setores de transporte e industrial, a composição da atmosfera vem sendo modificada devido à emissão de poluentes como monóxido de carbono, o gás carbônico, os óxidos de nitrogênio e de enxofre etc. (UEDA, 2010). Embora este cenário já esteja em processo de mudança, com a introdução mais intensa de outras fontes alternativas às derivadas do petróleo, e que são consideradas mais limpas e menos agressivas ao meio ambiente.

Uma vez emitidos na atmosfera, os poluentes geralmente não permanecem inertes, podendo ocorrer tanto transformações físicas quanto químicas. As físicas envolvem fenômenos dinâmicos, como a dispersão

atmosférica, onde há a difusão turbulenta e redução das concentrações dos poluentes por diluição, precipitações, sedimentação e etc. As químicas podem abranger as mais diversas reações, como oxidações catalíticas e processos fotoquímicos, e envolvem os mais diversos compostos químicos presentes no meio (UEDA, 2010).

Figura 1: Oferta interna de energia mundial.



Fonte: Adaptado de BEN 2017.

Em relação à sua origem, os poluentes são classificados como poluentes primários ou secundários. De acordo com o Decreto do Governo do Estado de São Paulo n. 59113, de 23 de abril de 2013, os poluentes primários são aqueles emitidos diretamente pelas fontes de poluição, tais como, monóxido de carbono; já os poluentes secundários são encontrados na atmosfera por terem sido gerados através de processos físico-químicos (reações químicas aliadas a processos físicos) ocorridos com os poluentes primários. Tais processos convertem as substâncias originais em outros compostos muitas vezes mais danosos, como por exemplo o ácido sulfúrico (H_2SO_4) gerado pelas emissões de gás sulfídrico e óxidos de enxofre. No

Quadro 1, podemos observar os tipos e fontes de alguns poluentes primários e secundários.

Quadro 1: Poluentes primários e secundários.

Tipo	Poluente primário	Poluente secundário	Fontes
Compostos de enxofre	SO ₂ , H ₂ S.	SO ₃ , H ₂ SO ₄ , Sulfatos.	Combustão
Compostos de Nitrogênio	NO, NH ₃	NO ₂ , Nitratos.	Combustão a altas temperaturas
Compostos de Carbono	Hidrocarbonetos	Aldeídos, Cetonas, Ácidos orgânicos	Combustão
Compostos Halogenados	HF, HCl, CO, CO ₂	-	Indústria Petroquímica
Óxido de Carbono	CO, CO ₂	-	Combustão
Material Particulado	Partículas totais em suspensão e inaláveis	-	Petroquímica, Metalúrgicas, Combustão, Fertilizante.

Fonte: Adaptado de LYRA 2008.

As emissões atmosféricas podem ser classificadas em função da mobilidade da fonte emissora, sendo assim classificadas em fontes estacionárias e fontes móveis. As fontes estacionárias constituem as chaminés das indústrias, queimas de lixos, emissões naturais, abastecimentos de combustíveis e outras, já as fontes móveis estão relacionadas a emissão dos veículos automotores, aviões, trens e outros (DRUMM et.al, 2014). Neste trabalho serão estudadas as emissões originadas por veículos automotores.

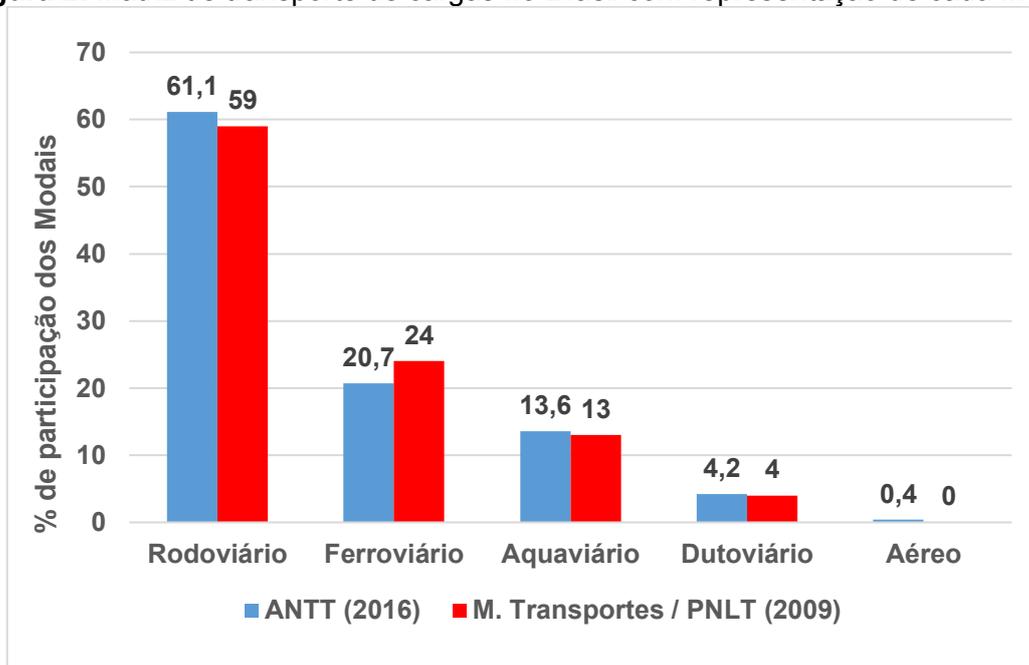
Após sua emissão para a atmosfera, os poluentes primários são submetidos à transformação química, mistura, e a processos complexos de transporte que dão origem a outros poluentes. (VICENTINI, 2011). Deve-se levar em consideração que esta geração e a distribuição das concentrações dos poluentes depende das condições meteorológicas e das condições de emissões, fazendo com que alguns poluentes sejam transportados a grandes distâncias antes de atingirem o nível do solo (DRUMM et.al, 2014).

4.2. EMISSÕES VEICULARES

Nas áreas metropolitanas, uma das mais graves ameaças à qualidade de vida da população é a poluição do ar. De modo geral, os veículos automotores são os principais causadores dessa poluição, uma vez que suas emissões transportam várias substâncias tóxicas que podem produzir vários efeitos negativos à saúde, especialmente ao sistema respiratório. Essas substâncias têm também potencial de modificar as propriedades da atmosfera e da precipitação; causar danos à vegetação e elevar o potencial de doenças e mortes prematuras em humanos e deteriorar materiais (SILVA et al, 2015).

O setor de transportes tem uma participação significativa no avanço veloz da poluição atmosférica nos centros urbanos. Isso porque, ele é abastecido majoritariamente por combustíveis fósseis e utilizado amplamente na matriz energética mundial, emitindo poluentes oriundos de sua combustão. No Brasil, o modal rodoviário tem papel notadamente majoritário e representa, segundo a Confederação Nacional de Transporte (CNT), cerca de 60% da matriz de transporte, como mostra a Figura 2 (CNT, 2017), fazendo o transporte de bens de consumo em caminhões e de pessoas em ônibus, automóveis e motocicletas (VICENTINI, 2011).

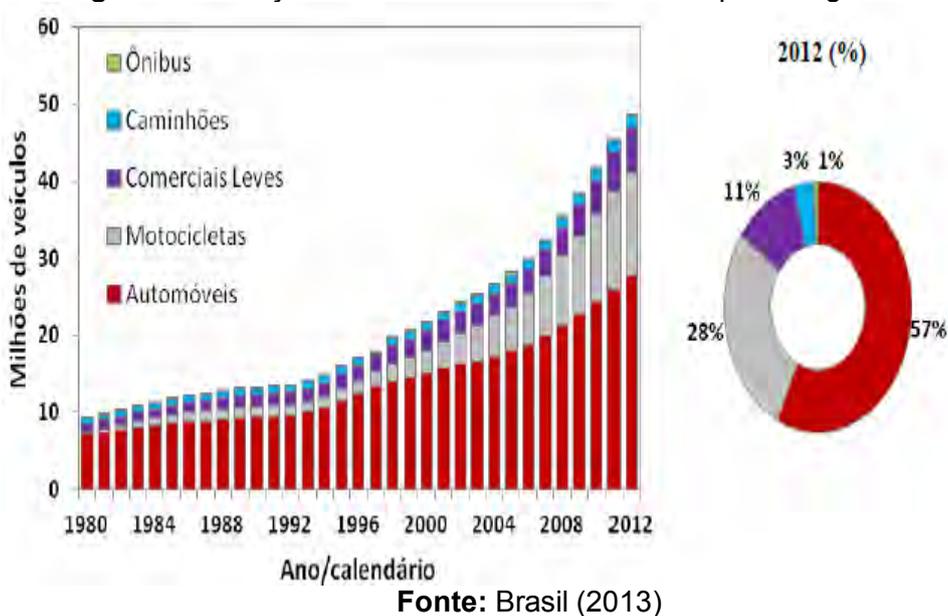
Figura 2: Matriz de transporte de cargas no Brasil com representação de cada modal.



Fonte: Adaptado de Brasil (2013)

Devemos também avaliar o fator do crescimento expressivo na frota veicular das regiões metropolitanas que o Brasil, como todo país em desenvolvimento, tem apresentado. Segundo o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (2013), a frota de veículos do ano 1980 até o ano de 2012 teve um aumento de 370%, com uma frota de 47 milhões (2012) de veículos automotores, como verificado na Figura 3, em 2018 esse valor já ultrapassa os 97 milhões. Esse aumento pode ser justificado principalmente pela falta de transporte público de qualidade, do crescimento desordenado dos centros urbanos, do desenvolvimento da atividade industrial além da estabilidade econômica do país que facilitou e aumentou o crédito para as famílias, possibilitando maiores acessos a bens e serviços (CORREA et al. 2012).

Figura 3: Evolução da frota estimada de veículos por categoria.



No setor automobilístico, temos a produção de veículos “pequenos” (de passageiros) que empregam como combustível o etanol hidratado, a gasolina comum e o gás natural veicular (GNV). Além destes, encontramos ainda os veículos flex-fuel que podem operar com gasolina comum ou com etanol hidratado. Por fim, uma fração mínima de veículos a diesel e elétricos. As Motocicletas utilizam gasolina comum, porém, os modelos flex-fuel podem utilizar etanol hidratado ou gasolina. Os veículos Comerciais Leves podem empregar etanol hidratado, gasolina comum, GNV ou diesel. Caso sejam do

modelo flex-fuel, pode-se igualmente consumir gasolina comum ou etanol hidratado. Os Veículos Pesados (caminhões, ônibus, micro-ônibus, etc.), empregam de um modo geral, unicamente o diesel como combustível (PROCONVE, 2016). O Quadro 2 detalha as categorias, sua definição, bem como os tipos de motor e combustível utilizado em cada veículo automotor.

De modo geral, considerando a frota de veículos automotores no Brasil – tipos de veículos, quantidade, idade, combustível utilizado – frequência de utilização e emissões a ela associadas, é possível inventariar as emissões de poluentes. Essa ação é importante para o estabelecimento de políticas públicas voltadas para minimizar e controlar emissões, bem como de seus consequentes danos à saúde da população.

Quadro 2: Tipos de veículos automotores por função e tipo de motor/combustível utilizado.

Categorias	Motor/Combustível	Definição
Automóveis	Otto/ Gasolina / Flex Fuel Etanol Hidratado	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, inclusive o condutor
Comerciais Leves	Otto/ Gasolina - Flex Fuel Etanol Hidratado Diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de pessoas ou carga, com PBT até 3.856 kg (1)
Motocicletas	Otto/ Gasolina - Flex Fuel	Veículo automotor de duas rodas, com ou sem side-car, dirigido em posição montada
Caminhões Semileves (3,8 t < PBT < 6 t)	Diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria, e PBT superior a 3.856 kg
Caminhões Leves (6 t <= PBT < 10 t)		
Caminhões Médios (10 t <= PBT < 15 t)		
Caminhões Semipesados (15 t <= PBT e PBTC < 40 t)		
Caminhões Pesados (15 t <= PBT e PBTC >= 40 t)		
Ônibus Urbanos	Diesel	Veículo automotor de transporte coletivo dentro do município, de uso intermunicipal nas regiões metropolitanas e os minis ônibus
Micro-ônibus		Veículo automotor de transporte coletivo com capacidade para até vinte passageiros para uso urbano, intermunicipal ou rodoviário, incluindo os mini ônibus
Ônibus Rodoviários		Veículo automotor de transporte coletivo para transporte entre municípios, interestadual, internacional, turismo, fretamento e os especiais

Fonte: (CETESB, 2016).

4.3. CARACTERÍSTICAS DOS COMBUSTÍVEIS

Os combustíveis processados por veículos (Diesel, Gasolina, GNV – Gás Natural Veicular, etanol) são hidrocarbonetos ou misturas de hidrocarbonetos (HC) (JACONDINO, 2005).

A gasolina e o diesel são derivados de petróleo formados por uma mistura complexa de hidrocarbonetos, além de componentes contaminantes como o enxofre. Os compostos presentes nos combustíveis são classificados de acordo com o número de átomos de carbono nas moléculas, ademais, o tamanho e a geometria da molécula têm um efeito profundo nas suas propriedades químicas (JACONDINO, 2005). Além disso, as características dos combustíveis são essencialmente definidas pela natureza do petróleo que originou seus derivados, pelos processos de refino e pelas especificações de qualidade que devem seguir (VICENTINI, 2011).

Dentre os hidrocarbonetos, os aromáticos e olefínicos têm mostrado maior potencial de poluir o ar, pois são mais reativos e auxiliam na formação do ozônio troposférico. Ambos estão associados ao aumento da formação de depósitos de carbono na câmara de combustão e válvulas de admissão nos motores a gasolina que, no longo prazo, podem provocar o aumento das emissões. (VICENTINI, 2011).

4.3.1. Diesel

O óleo diesel é um combustível líquido derivado de petróleo, composto por hidrocarbonetos com cadeias de 8 a 16 carbonos e, em menor proporção, nitrogênio, enxofre e oxigênio. É utilizado nos motores Ciclo Diesel (de combustão interna e ignição por compressão) em veículos rodoviários, ferroviários e marítimos e em geradores de energia elétrica. (ANP, 2008).

Devido a diversas aplicações do Diesel, vários tipos do produto são encontrados no mercado conforme o Quadro 3. Para o Brasil a ANP estabelece:

Quadro 3: Tipos de Diesel processados no Brasil.

Óleo diesel (S10 e S500) de uso rodoviário	Óleo diesel S1800 de uso não rodoviário	Óleo diesel marítimo DMA/DMB
Veículos automotivos	Mineração a céu aberto	Embarcações
Máquinas agrícolas	Transporte ferroviário	
Máquinas de construção	Geração de energia elétrica	
Máquinas industriais		

Fonte: ANP (2008).

4.3.2. Gasolina

A gasolina é uma mistura complexa de hidrocarbonetos relativamente voláteis que podem variar de 5 a 12 carbonos. Usualmente, é formada por centenas desses compostos químicos independentemente de sua origem.

Para que a mistura de hidrocarbonetos gere um padrão de gasolina determinado pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Bicomcombustível (ANP), é necessário formulá-la, seja por refinaria, central petroquímica ou formulador (ANP, 2008). As gasolinas comercializadas no país são a gasolina A e a gasolina C. A gasolina A, sem etanol, é vendida pelos produtores e importadores de gasolina, apresentando aproximadamente 60% de parafinas, 10% de olefinas e 30% de aromáticos (CCACYA, 2010). A gasolina C, com adição de etanol anidro, é vendida pelos distribuidores, vendida aos postos revendedores e em seguida ao consumidor final.

4.3.3. Álcool hidratado

Atualmente, no Brasil, em torno de 80% da produção de etanol é enviada para o uso como combustível, 5% tem como destino o uso alimentar, perfumaria e álcoolquímica e 15% para exportação (ANP, 2008). Este etanol é o chamado anidro, usado na produção da denominada gasolina C. Gasolina que, segundo a legislação brasileira, é a única com liberação para ser comercializada para abastecimento de veículos automotores no território nacional.

As distribuidoras de combustíveis adquirem o etanol anidro das destilarias e a gasolina A (sem mistura) das refinarias, fazendo uma mistura

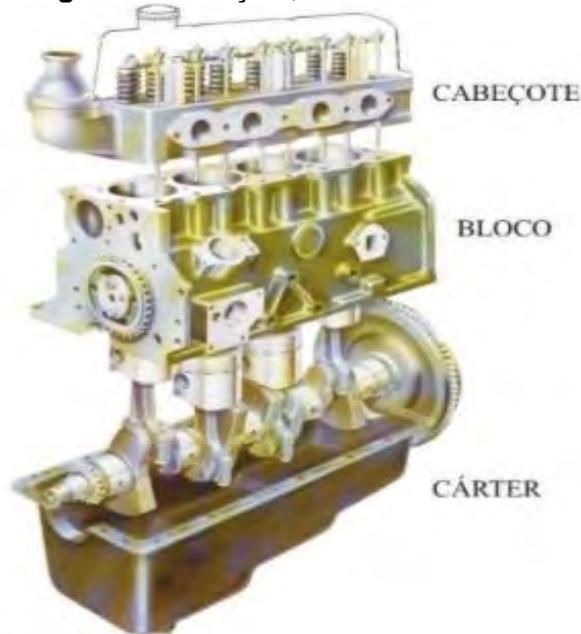
desses dois na proporção que pode variar entre 20 e 25% de anidro. Já o etanol hidratado é utilizado diretamente para abastecimento de veículos automotores. É o álcool para os veículos a etanol ou para os veículos com motor Flex-Fuel e deve ser adquirido pelo consumidor no posto de abastecimento (ANP, 2008).

4.4. MOTORES DE COMBUSTÃO INTERNA

Criado em 1776 com a finalidade de estabelecer movimentos a outros equipamentos, o motor a vapor era o único motor a combustão e que na época eram utilizados nos setores de transporte, movimentação de barcos, fábricas e etc. (ARAÚJO, 2016). A funcionalidade desses motores era através da combustão externa, ou seja, a queima de combustíveis ocorria fora do motor. Em 1876, houve uma mudança neste contexto quando Nicolaus Otto desenvolveu o primeiro motor de combustão interna fundamentado em um ciclo de quatro tempos (SILVA et al, 2015).

O motor de combustão interna teve o seu aparecimento em meados do século XVIII, diferente do motor externo, o combustível é queimado dentro do próprio motor, que era fundamentado em um ciclo de quatro tempos (admissão, compressão, combustão e escape) transformando a energia térmica em mecânica (ARIOTTI, 2010). Na Figura 4 podemos observar as três partes de um motor por combustão interna que são: cabeçote, bloco e cárter.

Figura 4: Cabeçote, Bloco e cárter do motor.



Fonte: Varella (2010)

Devido as suas características, os motores de combustão interna provocaram um rápido desenvolvimento mecânico, tornando-se assim uma alternativa para a fabricação dos primeiros automóveis. Os motores de combustão interna apresentavam uma eficiência maior que os motores de combustão externa, o que garantia um menor consumo de combustível, eram mais versáteis, apresentavam um menor peso por cavalo vapor e tinha um funcionamento inicial mais rápido (RIBEIRO, 2013).

Os motores de combustão interna são classificados sobre vários aspectos: modo de ignição, número de tempos, combustíveis, dentre outros (JACONDINO, 2005). Na classificação pelo modo de ignição temos os motores de ignição por centelha (Spark Ignition) e os motores de ignição por compressão (Compression Ignition).

➤ Motores de ignição por Centelha-Ciclo Otto

Estes tipos de motores são responsáveis pelo funcionamento dos veículos de passeio, motos e alguns comerciais leves, conhecidos também por motores do Ciclo Otto. Utilizam como combustíveis normalmente hidrocarbonetos leves de alto poder calorífico, por exemplo, gasolina, gás natural, o álcool ou misturas semelhantes (FAGGI, 2012).

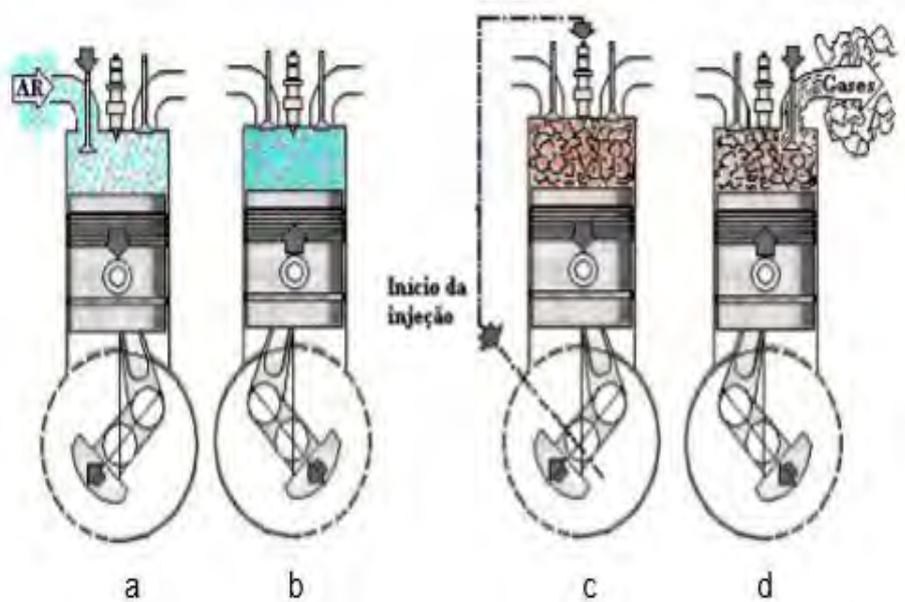
Para esses motores é necessária a utilização de velas de ignição para iniciar a combustão, uma vez que a mistura comprimida ar/combustível após ser submetida à compressão nos cilindros precisa ser iniciada através de uma centelha (faísca) que tem como finalidade inflamar a mistura comprimida (YOUNG et. al, 2003).

➤ Motores de ignição por Compressão – Ciclo Diesel

São na sua maioria utilizada em veículos pesados (passageiros e cargas), que necessitam de mais força no motor, por isso utilizam como combustíveis hidrocarbonetos mais pesados e menos voláteis, por exemplo: diesel. Tais motores também são mais robustos que os motores do ciclo Otto (TILLMANN, 2013). Não precisa de centelha para o seu acionamento, pois a combustão ocorre com a injeção do combustível que é misturado com o ar que se encontra aquecido devido à compressão no interior dos cilindros (VARELLA, 2010).

Ainda conforme Varella (2010), os motores de combustão interna podem ser completados em quatro ou dois cursos do pistão. Se completados em dois cursos do pistão é denominado motor de dois tempos e se completar em quatro cursos é chamado de motor de quatro tempos, entretanto, devido a sua melhor eficiência, os motores de quatro tempos são os mais utilizados. A Figura 5 ilustra as fases dos motores a quatro tempos.

Figura 5: Funcionamento do motor 4 tempos: a- admissão b- compressão c- combustão d- escape.

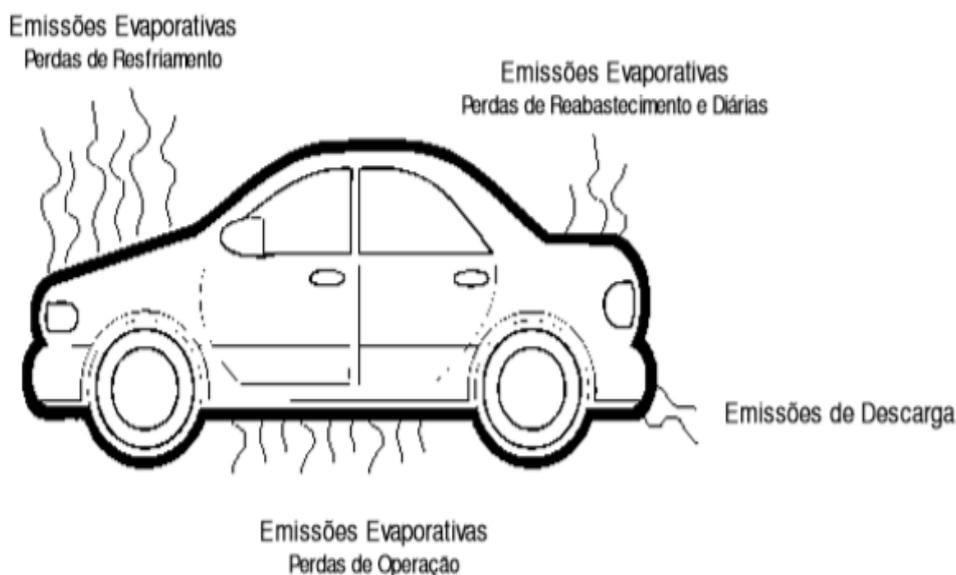


Fonte: Camelo (2011)

4.5. FORMAÇÃO DAS EMISSÕES VEICULARES

Quando falamos em emissões geradas pelos automóveis devemos entender que as principais fontes dessas emissões são eliminadas através do sistema de escapamento e pelo processo de evaporação do combustível (MELLIOS et. al, 2013), como mostra a Figura 6. Entretanto, conforme Ntziachristos et.al, (2013), pode-se ter emissões geradas por desgastes dos freios, pneus e das pistas através de processos mecânicos de abrasão e ainda por ressuspensão originadas a partir do material solto nas vias de tráfegos não pavimentadas (USEPA, 2010).

Figura 6: Diferentes tipos de emissões.



Fonte: Adaptado de Mehta et al. (2003).

Entretanto, as emissões geradas por ressuspensão ainda não são objeto de estudo no Brasil devido à falta de estudos na literatura. E esse tipo de emissão, de acordo com Ntziachristos et. al, (2013), é de interesse em muitas partes nas vias de tráfego americanas.

A seguir serão descritas as características do processo de formação das duas fontes de emissões principais produzidas pelos automóveis: as emissões de descarga e emissões evaporação.

4.5.1. Emissão de Descarga

São emissões que são produzidas diretamente dos escapamentos dos veículos e provenientes das queimas dos combustíveis, como por exemplo: gasolina, diesel e gás natural, em motores de combustão interna (NTZIACHRISTOS et al, 2014). Ainda, conforme este autor, o processo de combustão é responsável pela maioria das emissões, produzindo CO_2 e H_2O como produtos principais e vários outros subprodutos provenientes da oxidação incompleta dos combustíveis como: MP, CO, NMHC e NO_x .

Quando consideramos as emissões de descarga devemos entender que essas emissões variam em função do modo de operação do veículo. Conforme.

Hei (2010), estas são classificadas em: condições estabilizadas, partida a quente e partida a frio, sendo que em cada modo o veículo pode operar em velocidade constante, parado, acelerando ou desacelerando. Jacondino (2005) afirma que o modo de partida se relaciona aos primeiros minutos de operação após a partida do automóvel, mostrando que a diferença na partida a frio da partida a quente está na duração do período entre o desligamento e a sua repartida.

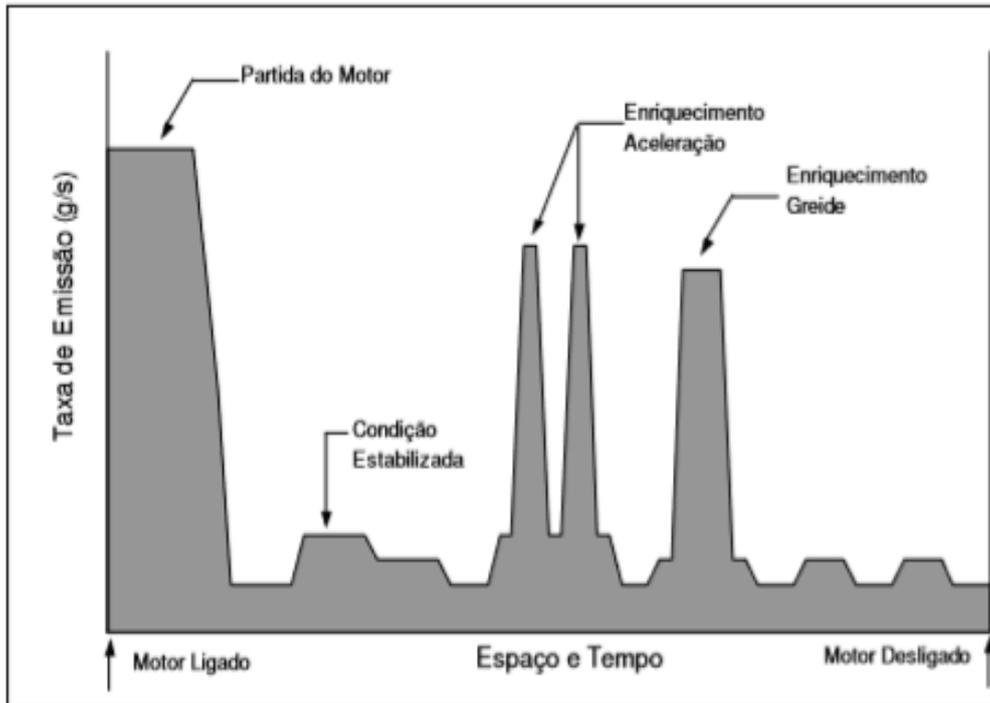
A variável que é responsável pelas diferentes quantidades de poluentes produzidos entre os diferentes modos de operação é a razão ar/combustível, razão estequiométrica corresponde ao ar necessário para toda oxidação da massa de combustível. Os motores do ciclo Otto geralmente trabalham perto da faixa da razão estequiométrica de ar/combustível, entretanto, devido às acelerações, desacelerações e paradas, a mistura não trabalha na faixa da razão ideal gerando assim misturas ricas e pobres (HOLANDA, 2010).

Misturas ricas tendem a gerar grandes quantidades de monóxido de carbono e hidrocarboneto sem razão da queima incompleta de combustível, porém esse processo de formação não é igual para todos os motores. Diferente dos motores do ciclo Otto, os motores do ciclo diesel operam com grande quantidade de ar na mistura ar/combustível operando assim com misturas pobres gerando baixa quantidade de CO e altas quantidades de NO_x (JACONDINO, 2005).

Em situações em que o motor do carro necessita de uma maior força como em ladeiras, ou acelerações, os motores são dimensionados para operar com misturas ricas em combustíveis. Este enriquecimento da mistura ar/combustível também ocorre com o motor frio, entretanto durante a partida a frio o catalisador não consegue ter um controle total das emissões, tendo assim que atingir a sua temperatura ideal (NRC, 2000). Quando o catalisador atinge a temperatura ideal a mistura torna-se menos rica, gerando assim baixos níveis de CO e HC.

Holanda (2010) afirma que a mistura se torna pobre durante eventos de desaceleração, não solicitando mais força no motor, esse empobrecimento também afeta as emissões sendo em uma escala menor quando comparada ao enriquecimento. As alterações das emissões ao longo de uma viagem para o CO, NO_x e HC são mostradas na Figura 7.

Figura 7: Mudança das emissões ao longo de uma viagem por emissão de descarga.

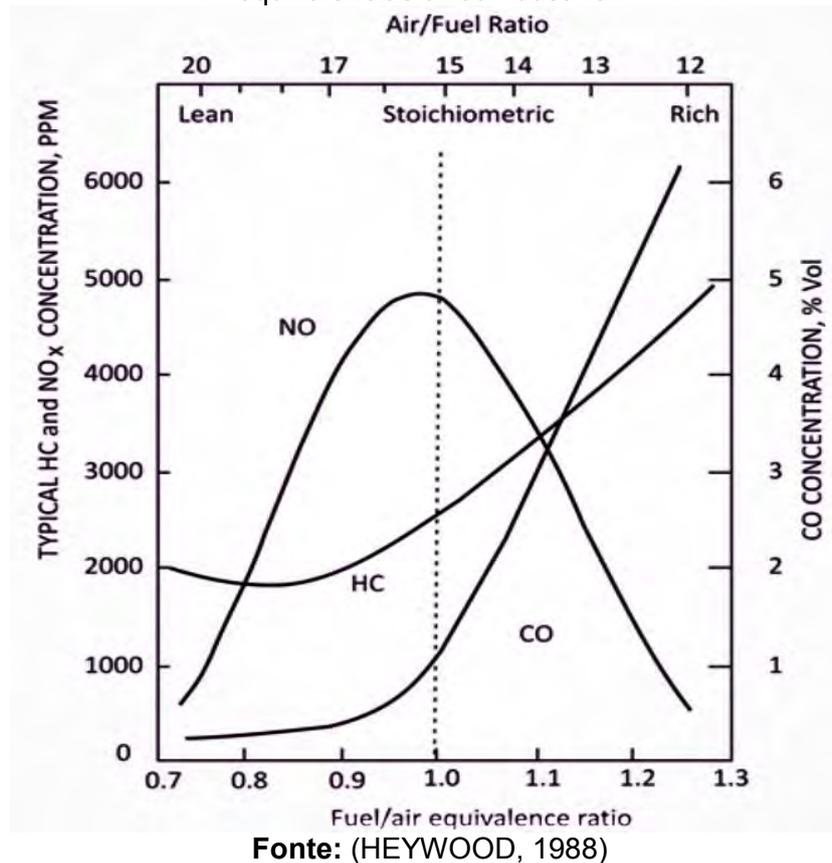


Fonte: Mehta et al. (2003)

As emissões de CO, NOx e HC, correlacionadas com a proporção ar/combustível, expressa em termos de taxa de equivalência, podem ser observadas na Figura 8.

Neste caso, para o motor com ignição por centelha, o monóxido de carbono (CO) será emitido com maior concentração para misturas ricas em combustível tendo sua taxa de equivalência (ϕ), ($\phi > 1$), pois haverá combustão incompleta. Também pode acontecer quando o tempo de ciclo do motor é reduzido gerando uma mistura pouco homogênea de combustível e ar (HOLANDA, 2010). As emissões de HC acontecerão com maior concentração para misturas ricas em combustível, porque não será possível consumir todo o combustível e hidrocarbonetos mais voláteis serão emitidos.

Figura 8: Emissão de poluentes em motores ciclo Otto para diferentes taxas de equivalências ar/combustível.



Além disso, os NO_x são produzidos em maior quantidade para uma taxa de equivalência entre 0,9 e 1,0, taxa ideal para redução de emissões de HC e CO. Entretanto, a emissão de NO_x, por outro lado, está, também diretamente relacionada à temperatura de combustão e à velocidade da chama. Dessa forma, a redução desses fatores gera também uma redução na emissão de NO_x (LUI, 2016).

Como mostrado na Figura 8, um aumento na proporção de ar na mistura para aproximadamente 0,9 ($\phi = 0,9$), gera uma redução nas emissões de HC e CO. Entretanto, esse aumento de ar, se não for feito na proporção adequada, pode gerar uma diminuição na inflamabilidade da mistura e consequente aumento líquido nas emissões de HC. Outro problema relacionado com a operação do motor com misturas pobres em combustível, com taxas de equivalência menores que 0,9, é a redução da potência do motor, mostrada na Figura 8, e dificuldade na distribuição uniforme da mistura para cada cilindro em motores multicilindros. Como forma de auxiliar neste problema, os reatores catalíticos para gases de escape ou reatores térmicos podem completar o

processo de combustão adicionando, por exemplo, mais oxigênio caso necessário (LUI, 2016).

Os motores de ignição por compressão têm menos emissões gasosas do que os motores de ignição por centelha, mas os primeiros têm maiores emissões de partículas. A relação de equivalência ar/combustível em um motor a diesel é sempre menor do que 1 (um), o que contribui para as baixas emissões de CO, como mostrado na Figura 8. A emissão mais grave dos motores de ignição por compressão é a fumaça, com o característico cinza ou preto das partículas de fuligem (carbono), (LUI, 2016). Ainda conforme o autor diferentes características de combustão entre os motores ciclo Diesel e dos motores ciclo Otto refletem em uma maior emissão de NO₂ nos motores Diesel que funcionam em temperaturas e pressões superiores aos motores ciclo Otto, condição propícia à dissociação do N₂ (*g*) em N (*g*), que posteriormente daria origem ao óxido de nitrogênio (NO).

4.5.2. Emissões Evaporativas

Emissões evaporativas são constituídas pela evaporação dos combustíveis sendo compostas basicamente por hidrocarbonetos (HC) e tem a sua formação ligada à variação de temperatura (TEIXEIRA *et al.*, 2008). No Quadro 4, podem ser observados os quatros tipos de emissões evaporativas com o seu processo de formação.

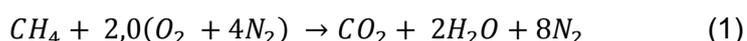
Quadro 4: Categoria das emissões evaporativas.

Fonte	Processo da Formação
Perdas de Operação	Provenientes a partir da operação do motor.
Emissões diárias	Vaporização do combustível armazenado no tanque devido a variações de temperatura ao longo do dia.
Perdas de Resfriamento	Ocorrem após o desligamento do motor.
Reabastecimento do Veículo	São produzidos quando os vapores de gasolina escapam do tanque de combustível no momento do abastecimento.

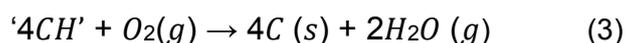
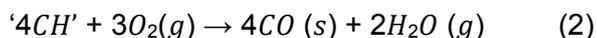
Fonte: Adaptado de Jacondino (2005); USEPA (1995); Camelo (2011).

4.6. POLUENTES EMITIDOS PELOS VEÍCULOS

Para alcançar a combustão completa e ter como resultado o CO₂ e H₂O são necessários ter condições ideais, entretanto quase nunca são verificadas estas condições, ocorrendo à queima parcial do combustível e ainda algumas reações indesejáveis. Não existindo a combustão completa acabam sobrando alguns subprodutos que vão formar poluentes perigosos (VARELLA,2010) A Equação 1 ilustra a reação estequiométrica de combustão completa do metano.



Como na prática, a relação ar/combustível ideal não é verificada no ciclo otto, pois a quantidade de ar é menor que a requerida, ou seja, tem-se uma mistura rica em combustível, a combustão produz, adicionalmente, subprodutos da combustão incompleta que são ou constituirão poluentes perigosos como material particulado (MP), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio e enxofre (NO_x e SO_x) e hidrocarbonetos (HC). (JACONDINO, 2005; VENTURA e PINTO, 2016; EEA, 2017). As equações 2 e 3 expõem reações de combustão incompletas de carvão ('4CH'), onde a quantidade de oxigênio é reduzida a valores abaixo do estequiométrico, temos, respectivamente, a formação de monóxido de carbono (CO) e fumaça composta por partículas como as de carbono (C) (ANDREWS, 2013):

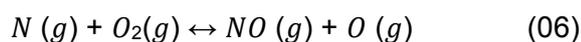
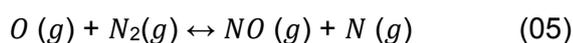


Os produtos da combustão incompleta são classificados como poluentes atmosféricos e cada um destes pode ser emitido em maior ou menor quantidade, dependendo do combustível utilizado, do tipo de motor, da idade do veículo, da regulagem dos pneus, do uso de ar condicionado, do estado de manutenção do veículo, da velocidade aplicada etc. (INEA, 2016). A proporção de NO₂ (isto é, a relação NO₂ / NO_x) no escape do veículo é consideravelmente mais elevada nos veículos a Diesel do que na gasolina gerando emissões

diretas de NO₂ (EEA, 2017). As principais características e o modo de geração dos poluentes emitidos pelos veículos e seus efeitos serão descritos a seguir, apenas serão consideradas os poluentes do estudo CO, NO_x e MP.

4.6.1. Óxidos de Nitrogênio (NO_x)

Óxido Nítrico (NO), gás sem cor e sem cheiro e Dióxido de Nitrogênio (NO₂), gás pungente de cor castanho avermelhada, se agrupados são chamados de NO_x. São produzidos também por fontes naturais, entretanto, os processos de combustão representam as principais fontes de emissão desses óxidos (MANAHAN, 2000). São produtos da combustão incompleta no motor, são produzidos a partir da reação de nitrogênio com oxigênio em altas temperaturas e/ou pressões. Isso possibilita que o N₂, normalmente estável, se dissocie em N (g), combinando-se com o Oxigênio. Outro mecanismo de reação possível, que também ocorre a altas temperaturas, está expresso na Equação 4, 5 e 6 (STONE, 1992; ANDREWS, 2013).



Devemos entender também que a emissão do composto NO_x nos motores a Diesel é superior com relação aos motores Otto. Isso ocorre devido ao seu sistema de pós-tratamento dos gases de combustão aumentar a oxidação do NO, gerando emissões de NO₂ (EEA, 2017). Este último é o que requer mais atenção, uma vez que seu poder de degradação da qualidade do ar é mais preocupante. Em altas temperaturas, a reação de formação de NO pode ocorrer, como mostrado na Equação 07 (MANAHAN, 2000):



Na presença da luz solar, os óxidos de nitrogênio (NO_x) reagem com os hidrocarbonetos para formar oxidantes fotoquímicos, como o ozônio, e gerar uma atmosfera oxidante denominada “smog fotoquímico”.

Segundo LYRA (2008), o NO_2 é capaz de penetrar profundamente no sistema respiratório, em consequência de sua baixa solubilidade, podendo dar origem a nitroaminas, algumas das quais podem apresentar potencial carcinogênico.

A exposição aguda ao NO_2 pode ser bastante prejudicial à saúde humana. Para exposições que variam de vários minutos a uma hora, um nível de 50 a 100 ppm de NO_2 causa inflamação do tecido pulmonar com recuperação de 6 a 8 semanas. Uma exposição a NO_2 em níveis de 150 a 200 ppm causa bronquiolite fibrosa obliterante, uma condição fatal dentro de 3 a 5 semanas de exposição. A morte geralmente resulta em 2 a 10 dias de exposição a 500 ppm ou mais de NO_2 (LYRA, 2008).

Embora danos extensivos às plantas sejam observados em áreas que recebem exposição severa a NO_2 , a maior parte desses danos provavelmente provém de produtos secundários de óxidos de nitrogênio, como o Nitrato de Peroxiacetila (PAN), formado no smog fotoquímico. Em laboratório, a exposição de plantas a várias partes por milhão de NO_2 causa manchas e destruição do tecido vegetal. A exposição a 10 ppm de NO provoca uma diminuição reversível na taxa de fotossíntese (AECC, 2018).

4.6.2. Monóxido de Carbono (CO)

Poluente formado durante o processo de combustão sendo que a sua concentração está relacionada com a taxa de equivalência ar/combustível. É proveniente da combustão incompleta de combustíveis orgânicos. Devido a quantidades insuficientes de oxigênio, o carbono contido no combustível não é todo queimado e transformado em CO_2 gerando assim CO. Vale ressaltar que os motores do ciclo Otto emitem maior quantidade do poluente, pois os motores do ciclo diesel trabalham com excesso de ar, sendo assim uma mistura pobre (ROCHA, 2010).

O Monóxido de Carbono (CO) é um gás incolor com concentração na atmosfera de, aproximadamente, 0,1 ppm (ROCHA, 2010). A maior parte de CO encontrada na atmosfera está presente como intermediário da oxidação do metano. Entretanto, as emissões antropogênicas contribuem com cerca de 6% do total de CO presente no ar, principalmente como resultado da queima de

combustíveis fósseis a partir de fontes fixas e móveis. A grande concentração de veículos nas áreas urbanas demonstra que em horários de congestionamento ou de pico as concentrações de CO no meio urbano podem atingir até 100 ppm (ROCHA, 2010).

Embora inodoro o CO é muito tóxico. No organismo humano, ele se liga com a hemoglobina presente no sangue, substituindo o O₂ e formando a carboxihemoglobina. Isso significa que ao invés do carregamento frequente de O₂, feito pela hemoglobina, que garante a oxigenação do corpo humano, a hemoglobina se liga ao CO. Dessa forma, a exposição prolongada ao CO pode causar tontura, dores de cabeça e até asfixia, a depender da concentração em que o mesmo se encontra. Além disso, o contato com altas concentrações pode gerar problemas cardíacos e respiratórios. Outro fator de atenção em relação ao CO é que o mesmo participa da formação do O₃ troposférico (JACONDINO, 2005).

4.6.3. Material Particulado (MP)

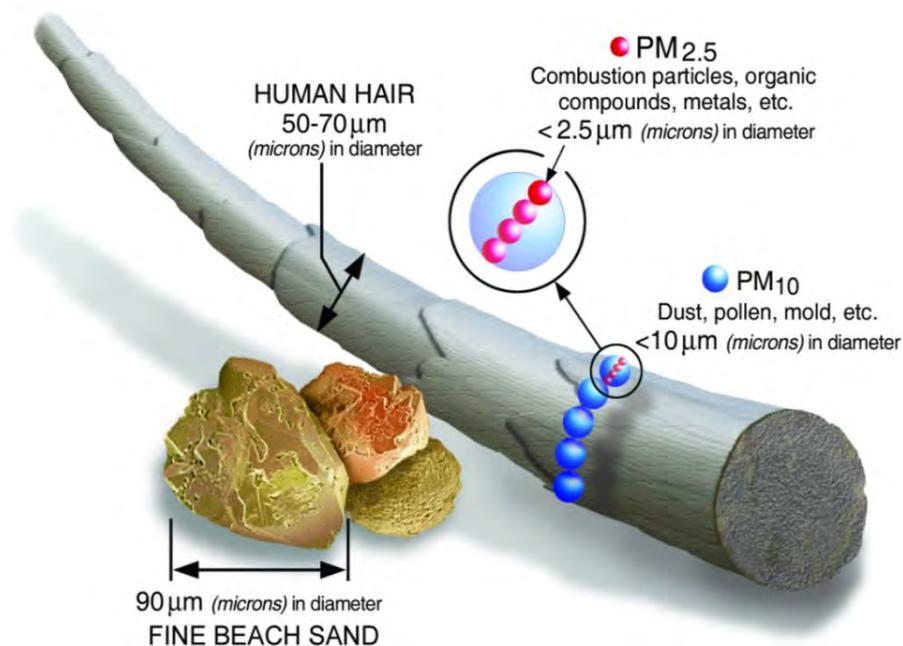
Além de material gasoso, encontramos na atmosfera substâncias sólidas e líquidas com variadas dimensões, podendo chegar até alguns nanômetros. Dentre estas substâncias, temos o material particulado (MP) que é fundamental para a dinâmica da atmosfera como, por exemplo, a formação de chuvas, uma vez que, sua superfície influencia na condensação das nuvens (VIANA, 2014).

Este material pode ser de origem natural ou antropogênica. Fontes naturais incluem sal marinho, poeira naturalmente suspensa, pólen e cinza vulcânica. Sua geração por fontes antropogênicas inclui aquecimento doméstico, agricultura, indústria e incineração de lixo, bem como freios, pneus, desgaste de estradas, outros tipos de poeira e, em especial, combustão de combustíveis, com liberação de material particulado através do escapamento dos veículos (EEA, 2017). Eles podem variar em termos de tamanho, fonte e composição química, englobando material carbonáceo, metais e sais, encontrados em compostos como nitratos e sulfatos, e ainda compostos orgânicos e misturas complexas (CETESB, 2019).

O Material Particulado, para fins de análise, pode ser dividido em muitas frações, sendo medidos em micron, que é o milionésimo do metro. Inclui-se

neste grupo as Partículas Totais em Suspensão (PTS), o MP_{10} , o $MP_{2,5}$. A fração PTS corresponde às partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc., possuindo diâmetro de até $35\ \mu\text{m}$ (Turner e Colbeck, 2008). O MP_{10} é o material particulado com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a $10\ \mu\text{m}$ e o $MP_{2,5}$ o material particulado com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a $2,5\ \mu\text{m}$ causando assim maiores problemas as pessoas (CETESB, 2019). Os tamanhos das partículas dos MP_{10} e $MP_{2,5}$ são mostradas na Figura 9.

Figura 9: Ilustração representando as diferenças entre os tamanhos das partículas MP_{10} e $MP_{2,5}$.



Fonte: USEPA (2018).

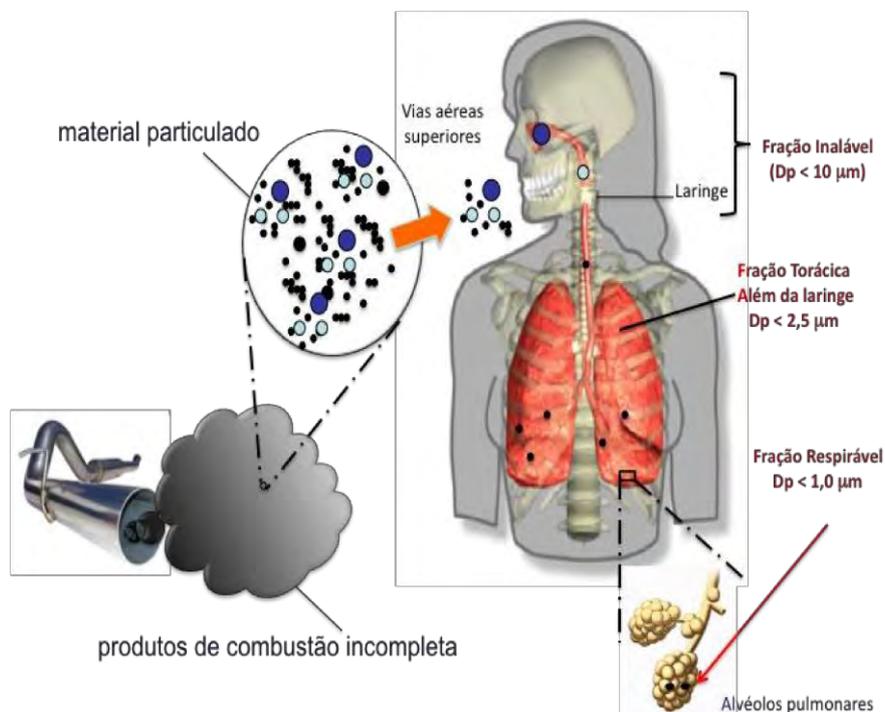
Conforme Viana (2014), as partículas finas são normalmente oriundas de processos de combustão em veículos automotores, de indústrias e da queima de biomassa, enquanto que as partículas inaláveis grossas são geradas por processos mecânicos, como a erosão eólica, quebra das ondas do mar e operações que envolvem moagem de sólidos.

A depender do tipo de material particulado (origem), bem como a faixa de concentração que ele se encontra na atmosfera, as consequências à saúde e ao meio ambiente podem ser sérias. Além disso, o tamanho das partículas

está diretamente ligado ao seu potencial de causar problemas de saúde ao ser humano (USEPA, 2018). Segundo Viana (2014), uma avaliação em um túnel de Paris, com coleta de material particulado e análise por absorção atômica, aponta a presença de elevadas concentrações de metais como chumbo, zinco, cádmio, cobre e manganês. Já uma análise mineralógica por meio da difração aos raios X, mostrou a presença de grande quantidade de matéria orgânica e de compostos de ferro como a magnetita, a goetita, a hematita e de outros como mica, a kaolinita, a clorita e a calcita. Dentre essas partículas, 72% possuíam diâmetro inferior a $2,5 \mu\text{m}$, o que as classifica como partículas inaláveis, ou seja, com potencial de entrar profundamente no sistema respiratório.

Na Figura 10 podemos observar os diferentes tipos de diâmetros do MP sendo inalado por uma pessoa.

Figura 10: Efeitos do MP nos pulmões.



Fonte: USEPA (2018).

4.7. POLUIÇÃO X SAÚDE

A Organização Mundial da Saúde (OMS) publicou, em 2014 que a poluição do ar é responsável pela morte de sete milhões de pessoas por ano em todo o mundo, dados analisados até 2012 e cerca de 90% das mortes que ocorrem por ano devido à poluição são verificadas em países de baixa e média renda, com altos volumes de emissões da indústria, dos transportes e da agricultura, além do cozimento por meio de combustíveis ou tecnologias poluentes em ambientes interiores.

Já a Organização das Nações unidas (ONU) afirma que a poluição do ar custa 1,6 trilhões de dólares por ano aos 53 países europeus, além de causar mortes e doenças. O relatório publicado pela Agência Europeia do Ambiente (AEA) em 2017 afirma que a poluição atmosférica é a causadora de mais de 400 mil mortes prematuras na Europa por ano, grande parte dessas mortes foram causadas por MP menores que 2,5 micrometros. Ainda conforme a AEA, o Dióxido de Nitrogênio (NO₂) foi o causador das mortes de 780 mil pessoas em 41 países europeus em 2014. O relatório ainda mostra que a má qualidade do ar continua a ter impactos significativos na saúde nos países Europeus.

A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) publicou um relatório em 2016, relatando que os custos humanos e econômicos da poluição do ar estão superando os custos associados a saneamento ou a subnutrição em crianças no continente Africano. O estudo ainda relata que o número de óbitos devido a poluição do ar chegou a 700 mil mortes por ano (1990 e 2013), e o custo econômico estimado dessas mortes prematuras foi cerca de 400 bilhões de dólares em 2013.

Um estudo realizado no sul da Califórnia mostrou uma relação entre a exposição à poluição atmosférica durante a gravidez e concluiu que existe um aumento do risco de pré-eclâmpsia (distúrbio na gravidez) e parto prematuro nas mulheres (WU, 2009). Nos EUA, Victoria et al. (2017) encontraram relação entre exposição a poluição do ar e problemas psicológicos. Os autores desta pesquisa afirmaram que a exposição a altas concentrações de MP_{2,5} pode ser um fator de risco para doenças mentais. Concluindo assim que, além de doenças cardiovasculares e pulmonares, as doenças cerebrais também podem advir dos efeitos da poluição do ar. Durante 12 anos os autores acompanharam

o estado psicológico de 6 mil moradores de áreas residenciais de diferentes cidades dos Estados Unidos e correlacionaram os relatos de tristeza, depressão, desânimo, ansiedade e irritação a medições anuais da poluição atmosférica nos locais onde viviam os entrevistados.

O estudo realizado por Habermann et al (2011) que teve como objetivo revisar estudos epidemiológicos que utilizaram o tráfego veicular como medida indireta de avaliação da exposição à poluição atmosférica relacionou mortes e doenças como câncer de pulmão, infecção respiratória, doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), asma brônquica, falta de ar, em crianças, adultos e idosos também a poluição do ar, tanto proveniente de fontes fixas como móveis. Os principais poluentes estudados no trabalho foram MP, CO, NO₂ e SO₂, os efeitos foram avaliados em exposição crônica (avaliados geralmente em estudos com duração de anos ou décadas) e aguda (se manifestam após um curto espaço de tempo: horas ou dias). No Quadro 5 observamos os efeitos agudos e crônicos dos poluentes sobre o sistema respiratório, as cidades que realizaram os estudos foram: Taipei (Taiwan), Londres (Inglaterra), Califórnia (EUA), Atenas (Grécia), Copenhague (Dinamarca), Munique (Alemanha), Hong Kong (China), Suíça e Holanda.

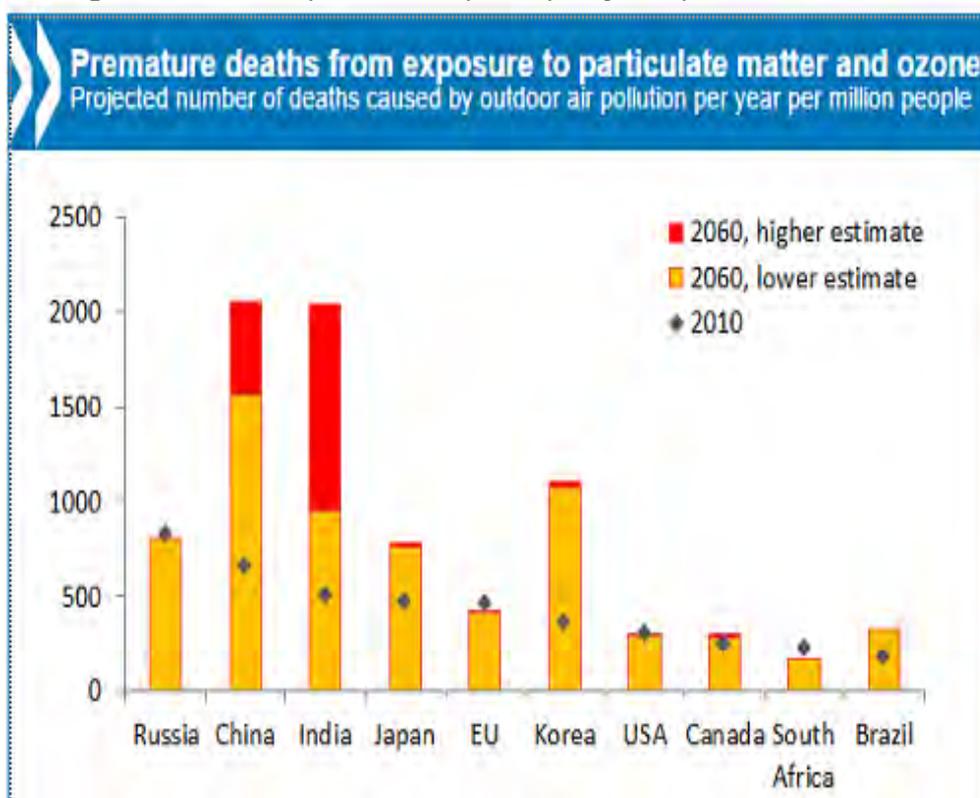
Quadro 5: Efeitos da exposição aguda e crônica.

Efeitos da Exposição Aguda (horas a dias)
Maior frequência de infecções respiratórias agudas
Aumento do número de internações hospitalares por pneumonia e falta de ar
Alterações agudas na função pulmonar
Maior taxa de absenteísmo no trabalho e na escola
Aumento da prevalência de sintomas e sinais de irritação nos olhos, narinas e garganta
Aumento do número de internações hospitalares por pneumonia
Aumento do número de consultas médicas, de atendimentos de emergência e de internações
Efeitos da exposição crônica (anos de exposição)
Aumento da mortalidade por doenças respiratórias
Aumento da incidência e mortalidade por câncer de pulmão
Alterações crônicas na função pulmonar
Menor desenvolvimento pulmonar em crianças e jovens
Aumento da incidência e de mortalidade por pneumonia e influenza
Aumento da incidência e prevalência de asma e DPOC

Fonte: Adaptado de Arbex et al, 2012; Kunzli et al, 2009

A poluição do ar em ambientes externos causou mais de 3 milhões de mortes prematuras em 2010, com pessoas mais idosas e crianças no mundo (OECD, 2016). As projeções implicam em duplicar, ou mesmo triplicar, as mortes prematuras por poluição do ar - ou uma morte prematura a cada quatro ou cinco segundos até 2060. Prevê-se também que as taxas de mortalidade prematura sejam até três vezes mais altas em 2060 do que em 2010 na China e até quatro vezes maiores na Índia. As taxas de mortalidade são vistas se estabilizando nos Estados Unidos, Brasil e caindo em grande parte da Europa Ocidental, como mostra a Figura 11 (OECD, 2016).

Figura 11: Mortes prematuras por exposição a partículas e Ozônio.

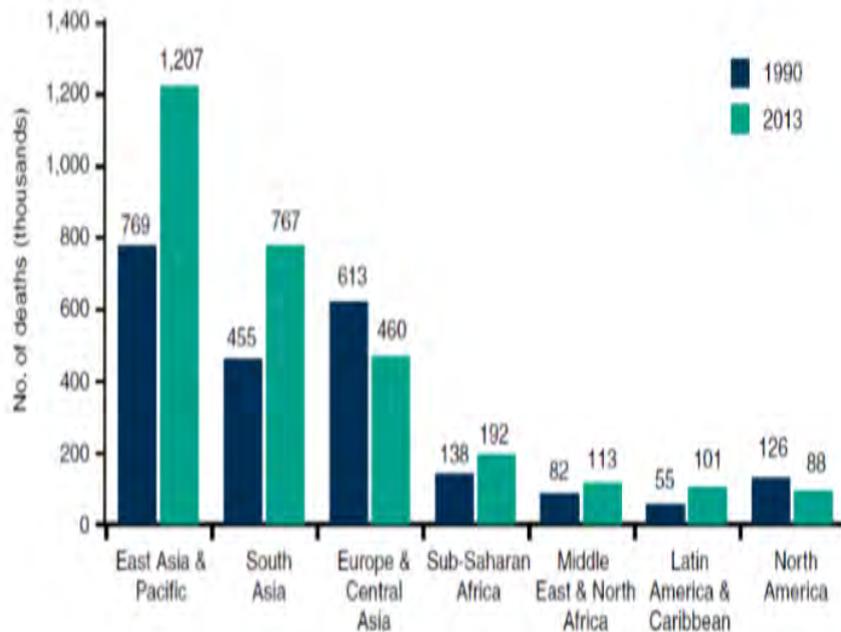


Fonte: OECD (2016) The economic Consequences of Air Pollution.

O World Bank e o Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) da Universidade de Washington, avaliaram o número de mortes em 2013 causadas pela poluição do ar, bem como compararam o número de mortes em 1990 e em 2013 causadas pelo contato com $MP_{2,5}$, como mostrado na Figura 12.

Dos países pertencentes ao grupo BRICS, o Brasil é o que tem menos mortes por ano devido a poluição, cerca de 15 mortes para cada 100 mil habitantes. Já para China, Rússia, Índia e África do Sul possuem respectivamente 160, 98, 133 e 51 mortes para cada 100 mil habitantes (OMS, 2017).

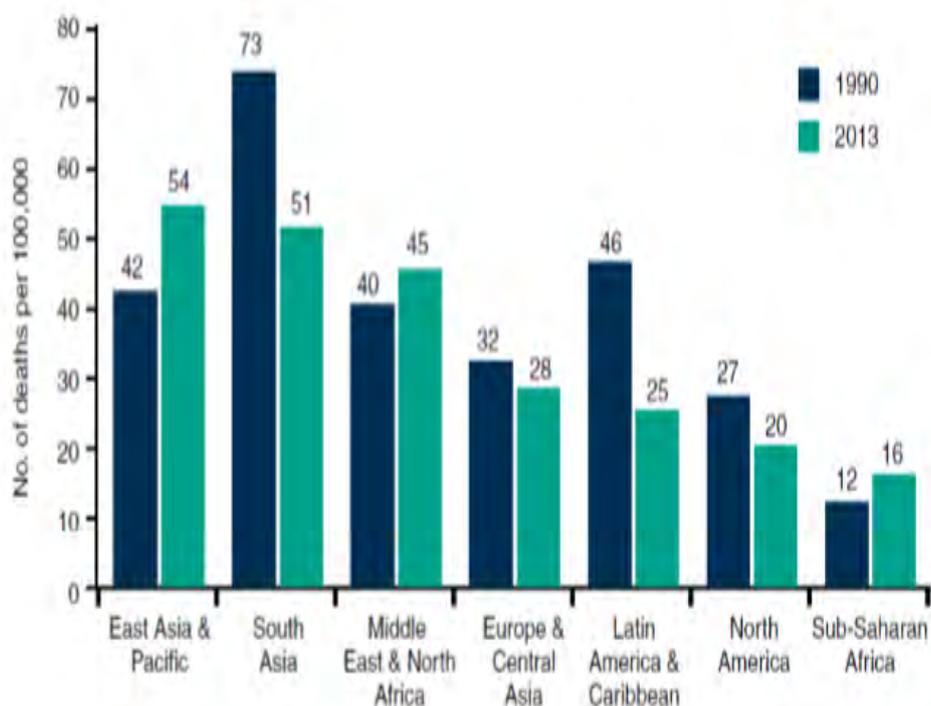
Figura 12: Número de mortes (em milhares) causadas pelo MP_{2,5} em 1990 e em 2013



Fonte: World Bank e IHME.

De fato, melhorias em relação à qualidade do ar foram feitas do ano 1990 até 2013. O aumento do número de mortes está associado ao crescimento populacional, aumento na exposição a PM_{2,5} em um número de países com populações muito grandes (China, Índia, Bangladesh e Paquistão), envelhecimento da população, sendo está mais facilmente afetada por doenças respiratórias. Em contrapartida, uma avaliação do número de mortes para 100.000 habitantes, mostra uma significativa redução em muitas regiões, que registraram uma diminuição no número de mortes per capita como mostrado na Figura 13, exceto na Ásia Oriental e região do Pacífico, Oriente Médio e Norte da África e da África Subsaariana. O declínio reflete a melhoria geral da saúde nesses países. As exceções são países da Ásia Oriental e do Pacífico, como o Camboja, América Latina e Caribe (incluindo Bolívia, República Dominicana e Uruguai) e Sul da Ásia (incluindo Bangladesh e Paquistão) (WORLD BANK, 2016).

Figura 13: Número de mortes por 100 mil habitantes causadas pela exposição ao MP_{2,5}



Fonte: World Bank (2016).

Em 2011, segundo o Departamento de Informática do SUS (DataSus) mais de 1.184.000 pessoas foram internadas por problemas respiratórios como asma, bronquite outras doenças do trato respiratório superior no Brasil. Entretanto sabe-se que no Brasil existe sérios problemas de registros de internações por esses motivos, o que pode levar a uma falsa quantificação no número de internações por problemas relacionados a poluição do ar.

Na cidade de São Paulo foram evidenciados impactos da poluição do ar na saúde da população em idosos e crianças, sendo que as associações mais fortes foram encontradas entre os poluentes SO₂, MP₁₀ e CO, especialmente, para doenças respiratórias (GIOVANNA et al. 2011). Isso é consequência do fato de que os idosos apresentam um sistema imunológico menos eficiente e as crianças por apresentarem grande suscetibilidade a exposição aos poluentes aéreos e maior atividade física quando comparados aos adultos (ARBEX, 2012).

PINHEIRO et al. (2014), em seu estudo de correção entre problemas respiratórios/cardiovasculares e presença de material particulado na atmosfera,

concluíram que a correlação entre este poluente e mortes por problemas cardiovasculares é bastante significativa, sendo 4 vezes maior que as mortes por problemas respiratórios. MEDINA et al (2006) adverte que NO₂ em elevadas concentrações pode provocar problemas respiratórios, especialmente em crianças. Além disso, pessoas com asma também podem padecer com problemas respiratórios no contato com estes elevados teores do poluente.

Outros trabalhos realizados no Brasil nas regiões de Belo Horizonte, Salvador, Rio de Janeiro, Porto Alegre e no Paraná, também evidenciaram o aumento no número de internações hospitalares por problemas respiratórios, obstrução nasal, tosse, doenças respiratórias e cardiovasculares relacionados a poluição atmosférica considerando os poluentes CO, NO_x, MP sendo que o MP foi o poluente mais estudado pelos autores, pois de acordo com Vianna (2014) o mesmo é considerado o maior contaminante atmosférico em áreas urbanas. (GOUVEIA et al ,2003; IAP, 2018; DAUMAS et al ,2004; MARCILIO et al. 2007).

Para a região de Salvador, o relatório publicado pelo DataSus em 2014 afirma que as pessoas estão cada vez mais dando entrada em emergências de hospitais com problemas respiratórios. No ano de 2012 totalizaram 20.417 pacientes, dos quais 51,12% correspondiam a casos de crianças com idade de 0 a 9 anos e 13,19% a idosos com idade igual ou superior a 65 anos. Também foram encontrados trabalhos que tinham como objetivo analisar os efeitos dos poluentes e suas consequências para população. O trabalho de Vianna (2014) que basicamente avaliou os efeitos do MP_{2,5} a saúde ocular. E o trabalho de Santos (2015) que avaliou os compostos BTEX (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xilenos) na atmosfera da cidade de Salvador e seus efeitos na população.

Conforme Nascimento et al. (2013), alguns estudos em poluição atmosférica e seus efeitos na saúde da população tem evidenciado que, mesmo quando os poluentes se encontram abaixo dos limites legislados ainda são capazes de provocar efeitos na saúde das pessoas, principalmente em crianças e idosos.

As emissões dos poluentes CO, NO_x, MP e hidrocarbonetos totais podem gerar diversos tipos de problemas aos seres humanos como mencionados no texto (NASCIMENTO,2013). Teixeira et al. (2008) afirmam

que as emissões causadas por veículos automotores carregam uma grande variedade de substâncias tóxicas, as quais quando em contato com o sistema respiratório podem ter os mais diversos efeitos negativos à saúde, podendo desenvolver até certos tipos de câncer. No Quadro 6 podemos observar as fontes e áreas de ação no sistema respiratório dos poluentes considerados no estudo.

Quadro 6: Poluentes e seus efeitos na saúde Humana

Poluentes	Fontes	Penetração no sistema respiratório	Fisiopatologia
CO	Queimadas florestais, combustão incompleta de combustíveis fósseis ou outros materiais orgânicos e transportes rodoviários	Alvéolos, corrente sanguínea	Interfere no transporte de oxigênio. Provoca cefaleia, náuseas, confusão, inconsciência e tontura. Tem efeito deletério sobre o feto,
MP	Poeira da rua e de estradas, atividades agrícolas e de construções, Queima de combustíveis fósseis e de biomassa, usinas termoelétricas	Nariz, Garganta, Traquéia e Brônquios	Diminui a atividade mucociliar e dos macrófagos. Produz irritação nas vias respiratórias. Causa estresse oxidativo e, em consequência, inflamação pulmonar e sistêmica. Pode ser cancerígeno.
NOx NO ₂	Indústrias de ácido nítrico e sulfúrico motores de combustão (principal fonte), queima de combustíveis em altas temperaturas, em usinas térmicas que utilizam gás ou incinerações.	Traquéia, brônquios, bronquíolos, alvéolos	Irritante. Afeta a mucosa dos olhos, nariz, garganta e do trato respiratório inferior, Aumenta a reatividade brônquica e a suscetibilidade às infecções e aos alérgenos.

FONTE: Adaptado de Daumas et.al., 2004; Gouveia et al., 2003; USEPA,2018.

Para se obter as reduções nas emissões veiculares ao longo dos anos, o governo desenvolveu programas da gerência e gestão e adotou medidas legislativas complementares com o intuito de fazer o controle da qualidade do ar em todo o território brasileiro, dentre elas, a Resolução CONAMA nº 05/1989 que instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR, a Resolução CONAMA nº 03/1990 determinou os padrões de qualidade previstos no PRONAR até 2018 e a Resolução CONAMA nº 491/2018, que revogando a CONAMA nº 03/1990 e os itens 2.2.1 e 2.3 da CONAMA nº

05/1989, atualizou os padrões de qualidade do ar do país entre outras determinações.

Além destas, medidas legislativas possibilitaram a criação de programas para fontes específicas de poluição atmosférica como a Resolução CONAMA nº 18/1986 que estabeleceu o PROCONVE – Programa de Controle do Ar por Veículos Automotores e a Resolução CONAMA nº 08/90 que determinou o limite máximo de emissão de poluentes do ar em fontes fixas. Com o intuito de complementar o controle do PROCONVE e contribuir para a redução da poluição do ar por fontes móveis no Brasil, em 26 de fevereiro de 2002 pela resolução CONAMA nº 297, houve a criação do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas e Similares (PROMOT)

Outras medidas a serem citadas são a elaboração dos Planos de Controle da Poluição Veicular -PCPVs e dos Programas de Inspeção e Manutenção Veicular a I/M, conforme Resolução CONAMA nº 418/2009. O PCPV é instrumento para gestão da qualidade do ar, que recomenda ações para o controle da emissão de poluentes e para redução do consumo de combustíveis por veículos, dentre elas, tem-se a implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso a I/M pelos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente, para determinar novos limites de emissão e procedimentos para a avaliação do estado de manutenção de veículos em uso (BRASIL, 1989).

4.8. PRONAR

O Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar - PRONAR, criado a partir da Resolução do CONAMA nº 05 de 15 de junho de 1989 foi criado com o intuito de permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas à melhora da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e o não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas. Dentre as metas de curto prazo temos a definição dos padrões de qualidade do ar e dos limites de emissão para fontes poluidoras prioritárias e apoio à formulação de programas similares nos Estados. Dentre as medidas de médio prazo podemos citar: definição dos demais limites de emissão para fontes poluidoras, a implementação da Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar e a criação do Inventário Nacional de Fontes e Emissões (BRASIL, 1989).

O primeiro dispositivo legal oriundo do PRONAR foi a resolução do CONAMA nº 03, de 28 de junho de 1990, que definiu e estabeleceu, juntamente com a Portaria Normativa nº 348 de 14 de março de 1990, os padrões nacionais de qualidade do ar. Em 19 de novembro de 2018, entretanto, a CONAMA nº 03/1990 e os itens 2.2.1 e 2.3 da CONAMA nº 05/1989 (que tratam sobre o estabelecimento de padrões primários e secundários e implementação de uma política de não deterioração da qualidade do ar) foram revogados com a publicação da CONAMA nº 491/2018 na citada data.

A Resolução CONAMA nº 491/2018 no seu inciso II do art. 2, entende que padrão de qualidade do ar é “um dos instrumentos de gestão da qualidade do ar, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica”. Nesse contexto, estabelece novos padrões nacionais de qualidade do ar e utiliza o conceito de: padrões intermediários de qualidade do ar (PI) – valores temporários – e padrões finais (PF) – valores guia estabelecidos pela OMS em 2005, que devem ser

cumpridos seguindo prazos e metas dos órgãos estaduais, seus valores estão expressos no Quadro 7.

Quadro 7: Padrões intermediários e finais para diferentes tempos de monitoramento definidos pela CONAMA n°491/2018.

Poluente	Tempo de amostragem	MI1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MI2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MI3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas inaláveis (MP ₁₀)	24 horas	120	100	75	50
	MAA ¹	40	35	30	20
Partículas inaláveis finas (MP _{2,5})	24 horas	60	50	37	25
	MAA ¹	20	17	15	10
Dióxido de enxofre (SO ₂)	24 horas	60	40	30	20
	MAA ¹	40	30	20	-
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	1 hora	260	240	220	200
	MAA ¹	60	50	45	40
Ozônio (O ₃)	8 horas	140	130	120	100
Monóxido de carbono (CO)	8 horas	-	-	-	9 ppm
Fumaça* (FCM)	24 horas	120	100	75	50
	MAA ¹	40	35	30	20
Partículas em suspensão* (PTS)	24 horas	-	-	-	240
	MGA ²	-	-	-	80
Chumbo** (Pb)	MAA ¹	-	-	-	0,5

Fonte: (ANP, 2008)

O PRONAR com uma ótica voltada à gestão e a fim de tornar suas medidas operacionais, incorporou programas como: Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores – PROCONVE, Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial – PRONACOP, Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar, Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar.

Também, no contexto do controle das fontes móveis, o PRONAR tornou norma as seguintes fases do PROCONVE, a P7 (Resolução CONAMA n° 403, de 11 de novembro de 2008) e a L6 (Resolução CONAMA n° 415, de 25 de setembro de 2009) e dos Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (Resolução CONAMA n° 418, de 25 de setembro de 2009) e a publicação dos primeiros Inventários Nacionais de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (BRASIL, 2011; BRASIL, 2013)

4.8.1. PROCONVE / PROMOT

O PROCONVE foi implementado com o intuito de reduzir a poluição gerada pelos automóveis estabelecendo limites máximos para emissões de poluentes de todos os modelos de veículos automotores vendidos no território nacional, exigindo o desenvolvimento tecnológico dos fabricantes de combustíveis, motores e autopeças (CETESB, 2018). Ainda conforme a CETESB, o programa considera a tecnologia do motor e a qualidade do combustível como principais fatores da emissão dos poluentes e que, para se ter uma menor emissão, é necessário utilizar tecnologias avançadas de dispositivos e de combustão.

A elaboração do PROCONVE utilizou os padrões de emissão dos Estados Unidos, para os veículos do ciclo Otto, e da Europa, para os veículos do ciclo Diesel. Assim, valores máximos para emissão, parâmetros de qualidade para os combustíveis e prazos para indústria automobilística e os fornecedores de combustíveis foram definidos de como a atender a legislação brasileira (CETESB, 2018).

Conforme IBAMA (2014), a redução da emissão dos poluentes veiculares chegou até 99% graças ao PROCONVE. Atualmente os carros lançam na atmosfera 0,25 g/km de monóxido de carbono, entretanto em 1985 esse valor era de 28,7 g/km. Sendo assim, as emissões totais são hoje menores do que há 35 anos. No Quadro 8, é possível perceber a evolução dos limites de CO e NOx para os veículos leves em cada fase do PROCONVE. Já no Quadro 9, podemos observar a evolução dos limites de CO, NOx e MP para os veículos pesados.

Quadro 8: Limite das emissões para veículos leves.

Fase	Poluentes / limites de emissão (g/km)	
	CO	NOx
L-1	24	2
L-2	12	1,4
L-3	2	0,6
L-4	2	0,25
L-5	2	0,12
L-6	1,3	0,08

Fonte: Adaptado de IBAMA (2018)

Quadro 9: Limite das emissões para veículos pesados.

Fase	Poluentes / limites de emissão (g/km)		
	CO	NOx	MP
P-1	14,0	18,0	-
P-2	11,2	14,4	0,60
P-3	4,9	9,0	0,40
P-4	4,0	7,0	0,15
P-5	2,1	5,0	0,10
P-6	1,5	3,5	0,02
P-7	1,5	2,0	0,02

Fonte: Adaptado de IBAMA (2018)

Devido ao crescimento do número de motocicletas, em 2002 foi criado o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Similares a PROMOT, que tinha como objetivo complementar o controle do PROCONVE e contribuir para reduzir a poluição do ar por motocicletas e similares. De acordo com a CETESB, em 2002 uma moto que processava gasolina emitia 12 g/km de CO. Em 2006 esse valor caiu para 2,3 g/km. Com a implementação do programa houve uma redução das emissões de CO por motocicletas em cerca de 80%. No Quadro 10 pode-se observar a redução dos poluentes ao longo das fases do PROMOT.

Quadro 10: Limite das emissões para Motocicletas.

Fase	Poluentes / limites de emissão (g/km)	
	CO	NOx
Fase-1	12	0,30
Fase-2	5,5	0,30
Fase-3	2,0	0,15

Fonte: Adaptado de IBAMA (2018)

De acordo com BRASIL (2013), os programas PROCONVE e PROMOT já foram responsáveis pela economia de US\$ 1,32 bilhão em gastos com doenças pulmonares, cardíacas e câncer de pulmão em todo país.

Atualmente, o PROCONVE está em sua sétima fase para os veículos pesados, na sexta fase para os veículos leves e na terceira fase para as motocicletas espera-se que nas próximas fases do PROCONVE e do PROMOT

se estabeleça limites mais restritivos que as anteriores e que novas tecnologias com uma maior eficiência energética dos motores utilizando catalisadores e sistemas eletrônicos de ignição sejam implementados no Brasil para reduzir ainda mais a poluição

4.9. REDUÇÃO DA POLUIÇÃO VEICULAR

4.9.1. Cenário Mundial

Mesmo a poluição veicular sendo um problema mundial a curto e longo prazo causando mortes e doenças respiratórias nas pessoas além de gerar sérios problemas ao meio ambiente foi diagnosticada em alguns países a redução desta poluição por fontes móveis ao longo dos anos.

Nos EUA as emissões de fontes móveis, de acordo com a USEPA (2018), reduziram em aproximadamente 50% desde 1990. Para 2030, é esperado que essa redução chegue a 80% mesmo com o aumento gradual da frota. Além disso, os veículos a diesel que emitem maior quantidade de material particulado diminuíram em cerca de 27% entre 1990 a 2005. Para 2030 é esperada uma redução de 90% já que muitas das novas regras de emissões por fontes móveis direcionadas aos motores a diesel entrarão em vigor até 2030. Ainda conforme a USEPA, outra ação que está reduzindo as emissões de compostos tóxicos do ar de origem móvel são os requisitos de gasolina e diesel com baixo teor de enxofre.

Na Califórnia também se diagnosticou redução na poluição por fontes móveis sendo os veículos pesados a categoria que mais sofreu redução em suas poluições, uma vez que foi substituída parte da frota de caminhões antigos por novos caminhões reduzindo principalmente as emissões dos poluentes NO_x e MP (USEPA, 2017).

Em Portugal foram encontradas reduções na poluição por fontes móveis devido a várias legislações implementadas ao longo dos anos. Em 2006, foi publicado o plano de Estratégia Temática sobre a Poluição atmosférica que tem como objetivo a redução das emissões para os principais poluentes até 2020. De acordo com o plano, para atingir os objetos era necessário reduzir as emissões de SO₂ em 82%, NO_x em 52% e MP_{2,5} em 48% em relação as

emissões registradas em 2000. Grande parte destas reduções das emissões serão conseguidas através de medidas já adotadas e também aplicadas no país a outra parte será adquirida através de uma revisão da atual legislação.

A cidade do México adotou programas de redução das emissões veiculares depois de atingir níveis de poluição altíssimos, suas ações foram voltadas para a exigência de uso de catalisadores, controle de emissões dos veículos, vistoria veicular e restrições de circulação de automóveis por área e horários (IPEA, 2011). Ainda conforme o IPEA, a cidade de Londres optou em implementar pedágios urbanos na sua área central, sendo assim o fluxo de automóveis reduziu bastante nessa área, sendo o dinheiro arrecadado inteiramente direcionado para a melhoria do transporte público.

4.9.2. Cenário Nacional

No Brasil também foram diagnosticadas redução da poluição veicular por fontes móveis, como verificado a seguir:

O comunicado publicado pelo IPEA em 2011 com o título “*Poluição veicular atmosférica*” mostra que houve uma clara redução nas emissões veiculares no Brasil quando considerados os poluentes CO, NOx, HC e MP. O trabalho também fez uma projeção para 2020 e afirmou que a redução pode ser atribuída às políticas de redução gradual dos limites máximos de emissões dos veículos produzidos no país desde a implantação do PROCONVE. Para os anos seguintes o IPEA defende políticas de substituição energética, com uso de combustíveis veiculares mais limpos, e o aumento da participação do transporte público coletivo na matriz modal.

O 2º inventário Nacional de emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, publicado em 2013, registrou redução da emissão de poluentes como monóxido de carbono (CO), com queda de 75%, e hidrocarbonetos não-metânicos (NMHC), que reduziu 85% no período entre 1980 a 2012 (BRASIL, 2013).

No trabalho realizado por Dias et.al (2015), na cidade de São Paulo, que considerou o período de estudo 2006 a 2014, foram encontradas reduções nas emissões veiculares para os poluentes CO, NOx e NMHC. Para o poluente CO, a redução chegou a 70%, o poluente NMHC reduziu em 68% e NOx 35%. Os

veículos do ciclo Diesel foram os maiores responsáveis pelas emissões de MP na cidade, entretanto, observou-se a redução de 35% nas emissões. Para os veículos do ciclo Otto, houve o aumento de 25%, de 2006 a 2014. As motocicletas apresentaram uma redução de 11% das suas emissões no período. Ainda conforme o autor, as emissões veiculares de CO, NMHC, NOx e MP têm se mantido estáveis no Estado de São Paulo, mesmo com o crescimento da frota circulante do ano de 2006 a 2014.

O IBGE, em publicação no ano de 2015 com o título “*Indicadores de Desenvolvimento Sustentável*”, informou que a redução da poluição influencia os índices de qualidade do ar nos grandes centros urbanos, e que houve uma tendência estacionária ou de declínio das concentrações máxima e média de poluentes atmosféricos nos pontos de monitoramento da maior parte das regiões metropolitanas brasileiras.

O relatório publicado pelo Instituto Estadual do Ambiente - INEA (Órgão Ambiental do Estado do Rio de Janeiro) no ano de 2016 relatou que mesmo com o aumento de 100% da frota de veículos automotores no Estado do Rio de Janeiro, foi alcançada uma redução de até 90% no somatório das emissões de gases poluentes por veículos comparativamente a 2004, ano de publicação do primeiro estudo, os poluentes avaliados foram CO, NO_x, MP e NMHC.

Os resultados apresentados no relatório publicado pela CETESB (CETESB, 2016) afirma que ao longo do período abordado no relatório mesmo com o expressivo aumento da frota circulante ocorrido em anos anteriores e uma certa estabilização no presente, as emissões vêm se mantendo estáveis ou se reduzindo em algum grau, basicamente pela evolução tecnológica induzida pelos programas de controle.

O estudo realizado por Andrade et al. (2017) intitulado “*Air quality in the mega city of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives*” informa que houve uma melhoria geral nas condições do ar da Grande São Paulo. Conforme o estudo, apesar do crescimento de 76% da frota total entre 2002 e 2012, com o número de veículos chegando a 11 milhões em 2014, as concentrações de poluentes diminuíram nos últimos 10 anos.

O inventário construído para região de Salvador no ano de 2018 que será apresentado no item 5 deste trabalho, também diagnosticou redução na

poluição quando comparados com os inventários construídos no ano de 2009, 2010, 2011.

4.9.3. Comparação entre Padrões Brasileiros e Internacionais

A atualização efetuada com a publicação da CONAMA nº 491/2018 expõe a preocupação dos legisladores brasileiros em adotar padrões mais restritivos que os anteriores, seguindo a tendência de países como Japão, Suíça e EUA, dentre outras, a fim de garantir índices de qualidade do ar no território nacional que melhor protejam a saúde da população. A Figura 14 expõe os padrões brasileiros definidos pela CONAMA nº 491/2018 e possibilita a visualização dos padrões brasileiros frente aos padrões adotados no mundo.

Figura 14: Comparação entre os Padrões de qualidade do ar adotados em países na Europa, Américas e Ásia

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	BRASIL				E.U.A		CALIFORNIA	U.E		SUIÇA	REINO UNIDO	JAPÃO	HONG KONG
		PADRÕES INTERMEDIÁRIOS			FINAL	PRIMÁRIO	SECUNDÁRIO		VALOR LIMITE	VALOR ALVO				
		PI-1	PI-2	PI-3										
CO (mg/m³)	1h					40		20					30	
	8h	-	-	-	9 (ppm)	10		10	10		100	22,9	10	
	24h									8 (1)		11,5		
NO ₂ (µg/m³)	30 min									100				
	1h	260	240	220	200	188		339	200		200			
	24h											75-113	150	
O ₃ (µg/m³)	1 ano	60	50	45	40	100	100						80	
	30 min							180						
	1h												240	
MP ₁₀ (µg/m³)	8h	140	130	120	100	147	147	137		120		100		
	1h												200	
	24h	120	100	75	50	150	150	50	50		50 (1)	50	100	
MP _{2,5} (µg/m³)	1 ano	40	35	30	20			20	40		20	40	55	
	24h	60	50	37	25	35	35	35					35	
	1 ano	20	17	15	10	15	15	12	25			25	15	
SO ₂ (µg/m³)	15 min											266		
	30 min										100			
	1h					196		655	350		100 (1)	350	262	
	3h						1300						800	
	24h	125	50	30	20			105	125			125	104	
	1 mês							1,5						
PTS (µg/m³)	1 ano	40	30	20	-									
	24h	-	-	-	240								260	
Fumaça (µg/m³)	1 ano	-	-	-	80								80	
	24h	120	100	75	50									
Chumbo Pb (µg/m³)	1 ano	40	35	30	20									
	Trimestre	-	-	-		1,5	1,5	1,5					1,5	
	1 ano	-	-	-	0,5				0,5		0,25		0,5	

Fonte: Adaptado de SANTANA et al. (2012).

4.10. REDES DE MONITORAMENTO

As estações de monitoramento são regularmente responsáveis pelo conhecimento da qualidade do ar, ou seja, pelo acompanhamento da poluição atmosférica em escala local ou regional. Esta rede é um instrumento para auxiliar na manutenção da saúde humana e do ambiente. Com ela, é possível avaliar se as concentrações de poluentes estão abaixo dos padrões definidos pela legislação, e, conseqüentemente, avaliar se os efeitos dos poluentes estão afetando uma região ou uma população (LYRA, 2008).

Conforme Jacondino (2005), os equipamentos de medição são caros e requerem grandes estruturas. Por essa razão, a quantidade de equipamentos instalados nos grandes centros da cidade e a localização das redes precisam ser cuidadosamente dimensionados. Sendo assim, os modelos matemáticos de dispersão na atmosfera podem auxiliar com informações para o planejamento de uma rede de monitoramento (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

No 1º Diagnostico da rede de Monitoramento da qualidade do ar no Brasil (IEMA, 2014) confirma que dos 26 estados de federação e do distrito Federal apenas 12 realizavam alguma atividade de monitoramento.

A rede de monitoramento da Região Metropolitana de Salvador foi adquirida através do acordo de cooperação técnica entre o governo do Estado da Bahia, a CETREL (Braskem) e a Prefeitura de Salvador. Esta rede de monitoramento contou com oito estações fixas e uma móvel e entrou em operação em 2010, com a instalação da primeira estação na Avenida Luís Viana Filho (Paralela). Depois, mais sete estações foram instaladas, com localização: no Dique do Tororó, no Campo Grande, em Pirajá, no Rio Vermelho, na Av. ACM, no Itagira e na Av. Barros Reis. Os parâmetros monitorados eram os NO_x, SO₂, O₃, MP e CO, visando conhecer às emissões relacionadas aos grandes centros urbanos, sobretudo, as emissões automotivas (INEMA, 2012). Em 2016, a operação desta rede de monitoramento foi interrompida.

Ainda conforme o 1º *Diagnostico da rede de Monitoramento da qualidade do ar no Brasil*, a implantação e a manutenção de redes requerem uma estrutura de serviços que envolvem mão de obra especializada, análises de laboratório, tratamento/auditoria de dados, produção de informação pública

e, claro, aquisição de equipamentos, os quais, via de regra, apresentam custos elevados, como mostrado na Figura 15

Figura 15: Estimativa de custos dos equipamentos da rede automática básica (U\$)

EQUIPAMENTO	PRINCÍPIO DE DETECÇÃO	FAIXA DE PREÇO PARA CONSUMIDOR FINAL (US\$) REF. OUTUBRO 2012*
Analizador de partículas inaláveis (PM ₁₀)	Microbalança	54-65 mil
inaláveis (PM ₁₀)	Microbalança	54-65 mil
Analizador de partículas inaláveis (PM _{2,5})	Atenuação de Radiação β	38-49 mil
Analizador de partículas inaláveis (PM _{2,5})	Atenuação de Radiação β	38-49 mil
Analizador de O ₃	Quimiluminescência ou equivalente	24,6 mil
Analizador de O ₃	Fotometria ultravioleta	31 mil
Analizador de monóxido de carbono	Infravermelho não dispersivo	29,5 mil
Analizador de monóxido de carbono	Correlação de filtro de gás	40 mil
Analizador de CH ₄	Laser na faixa do infravermelho	69 mil
Analizador de VOC com separação CH ₄	Detector de ionização de chama (FID)	98,3 mil
Analizador de NO _x	Quimiluminescência	24,6 mil
Analizador de SO ₂	Fluorescência pulsada	28 mil
Gerador de ar zero		9,8-24,6 mil
Multicalibrador		39-60 mil
Gerador de H ₂		34,5 mil
Data logger		74 mil
Estação meteorológica		19 mil
Guarita e obras civis		25-70 mil

Fonte: 1º Diagnóstico da rede de Monitoramento da qualidade do ar no Brasil (Brasil, 2014).

O Decreto Municipal Nº 29.921 de 05 de julho de 2018 regula a ação do Poder Público Municipal na preservação, conservação, defesa, melhoria, recuperação do meio ambiente e essencial à melhoria da qualidade de vida. Em seu Art. 4º determina que “O órgão ambiental municipal deve monitorar a qualidade do ar, do solo, da água, da biodiversidade (...) para identificar o atendimento aos padrões e metas estabelecidos e exigir a adoção das providências necessárias”. Determinando o monitoramento da qualidade do ar, com existência de plano de diretrizes, procedimentos, especificações, normas e documentação técnica; emprego de métodos de amostragem e análise de poluentes atmosféricos definidos em resoluções do COMAM, CEPRAM e do CONAMA; emprego de procedimentos apropriados no dimensionamento e localização das estações de monitoramento e dos respectivos instrumentos; cronograma de operação dos equipamentos para atendimento aos padrões de qualidade do ar, além de plano de manutenção e calibração dos instrumentos (SALVADOR, 2018). Com isso, o município de Salvador mostra indícios de sua

atenção à qualidade do ar, com possibilidade de reiniciar uma nova Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar na cidade de Salvador.

No momento, a Cidade de Salvador não vem sendo monitorada, embora esteja entre as maiores cidades do país. Entretanto, na região metropolitana existem duas redes privadas de monitoramento da qualidade do ar totalizando catorze estações automáticas que são responsáveis pela avaliação da qualidade do ar na área de influência da Refinaria Landulfo Alves e no Pólo Petroquímico de Camaçari. Na Figura 16 podemos observar o local de instalação das redes de monitoramento em 2013, os poluentes e os parâmetros que eram monitorados, vale ressaltar que a estação da Barros Reis não aparece na figura possivelmente devido a sua data de instalação.

Figura 16: Monitoramento de poluentes e parâmetros meteorológicos realizados em 21 estações de monitoramento em 2013.

NUMERAÇÃO NO MAPA	ESTAÇÃO	TIPO DE MONITOR	COORDENADAS (UTM) - DATUM SAD-69 - ZONA 24		POLUENTES MONITORADOS										PARÂMETROS METEOROLÓGICOS							
			LONGITUDE	LATITUDE	PTS	MP ₁₀	SO ₂	H ₂ S	O ₃	CO	NH ₃	NO _x	BTEX	HC	D ₁₀	V ₁₀	P ₁₀	RG	UV	T ₁₀	U ₁₀	P ₁₀
1	Paralela - CAB	Automático	562000	8567903	X	X		X	X		X					X	X			X	X	X
2	Campo Grande	Automático	552045	8563950	X	X		X	X		X					X	X			X	X	
3	Dique do Tororó	Automático	553467	8564613	X	X		X	X		X					X	X			X	X	X
4	Rio Vermelho	Automático	555611	8562200	X	X		X	X		X					X	X			X	X	
5	Pirajá	Automático	558816	8573982	X	X		X	X		X					X	X			X	X	
6	Av. ACM/DETRAN	Automático	557596	8565237	X	X		X	X		X					X	X			X	X	X
7	Itaigara	Automático	556894	8563367	X	X		X	X		X					X	X			X	X	
8	Câmara	Automático	573678	8595277			X		X				X			X	X			X	X	
9	Gravatá	Automático	572356	8597454	X	X	X		X	X	X		X		X	X	X	X		X	X	X
10	Cobre	Automático	569665	8603667		X																
11	Futura II	Automático	568664	8600779		X																
12	Lamarão	Automático	565326	8607523		X		X			X				X	X	X	X		X	X	
13	Concórdia	Automático	573248	8606556	X	X	X		X	X	X				X	X						
14	Escola	Automático	578933	8603083		X	X	X			X				X	X	X			X	X	
15	Machadinho	Automático	577712	8589634		X		X	X		X				X	X	X	X		X	X	
16	Leandrinho	Automático	567887	8602418	X	X	X		X	X	X		X		X	X						
17	Áreas	Automático	584223	8584728		X																
18	Malembá	Automático	550041	8598515		X	X	X	X		X	X	X		X	X	X		X	X	X	X
19	Madre de Deus	Automático	541811	8591640		X	X	X	X		X	X	X		X	X				X	X	X
20	São Francisco do Conde	Automático	535189	8605390		X					X				X	X				X	X	X
21	Ouro Negro	Automático	551912	8605396	X						X				X	X		X		X	X	X

Fonte: INEMA (2014).

5. INVENTÁRIO DE EMISSÕES VEICULARES

Considerando a necessidade de conhecer e acompanhar os níveis de qualidade do ar no país, a resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989 determinou como forma de contribuir com o PRONAR, no que tange às cargas e locais de emissão de poluentes, a criação de um Inventário Nacional de Fontes e Emissões.

Lucon (2003) afirma que os inventários de emissões de poluentes atmosféricos são instrumentos estratégicos para o manejo do recurso atmosférico e refletem a intensidade com que diferentes usuários utilizam este recurso ambiental comum. O inventário identifica os emissores de poluentes atmosféricos, caracteriza os poluentes emitidos, a periodicidade da emissão e sua localização. 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.

Os inventários de emissões de poluentes atmosféricos, de forma mais geral, são instrumentos estratégicos de gestão ambiental que estimam, de forma especificada, as emissões numa dada área geográfica e num dado período de tempo, possibilitando assim, dependendo de sua escala ou resolução, orientar a adoção de medidas de intervenção. A construção dessa ferramenta é ponto de partida para o sucesso da implantação ou reorientação de quaisquer programas voltados ao melhoramento da qualidade do ar, uma vez que se presta a: (LYRA, 2008; EMEP, 2007):

- Servir como dados para estudos de avaliação de riscos à saúde humana;
- Identificar e hierarquizar as diferentes fontes contribuintes e as emissões totais;
- Identificar os principais poluentes emitidos em uma área de interesse;
- Avaliar os efeitos das medidas de controle sobre as taxas de emissão;
- Monitorar ações de políticas de redução e
- Restituir séries históricas e determinar tendências de emissões futuras.

Por se tratar de uma poderosa ferramenta para avaliar o progresso obtido no cumprimento das metas de redução de emissão ou ainda, ser um importante instrumento de avaliação da estratégia de controle e manutenção da qualidade do ar, o inventário de emissão permite uma avaliação global de todos os poluentes emitidos, bem como a localização das emissões e as suas características físicas (PIRES, 2005).

De acordo com Vicentini (2011), inventário de emissão veicular busca fornecer uma estimativa quantitativa e qualitativa das emissões de origem veicular em uma determinada região, permitindo conhecer a contribuição relativa dos veículos como um todo na poluição total, assim como de cada parcela da frota na mesma. Assim, quanto mais segmentados forem a frota estudada com relação às suas características (tipo de combustível, categoria, idade, etc.) e mais confiáveis os fatores de emissão adotados, maior a possibilidade de identificar os pontos mais relevantes nas emissões totais.

Como forma de contribuir para a implantação e acompanhamento dos resultados do PROCONVE e do PRONAR, foi publicado em 2011 o 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, que estimou as emissões nacionais de poluentes atmosféricos e de gases de efeito estufa nesse segmento do transporte de cargas e passageiros. Em 2014 foi publicado o 2º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012, dando continuidade à estratégia de atualizar periodicamente esse instrumento, trazendo dados oficiais sobre as emissões de 1980 a 2012.

Existem duas maneiras de compor um inventário de emissão: por meio da metodologia botton-up e da top-down, que se diferenciam basicamente pela maneira de agregar os dados. No caso de um inventário de emissões veiculares, a abordagem top-down parte de dados de consumo nacional / regional de combustíveis para chegar à estimativa de emissões de uma determinada região, enquanto a abordagem botton-up estima a emissão de poluentes a partir da frota, da distância percorrida e dos fatores de emissão dos veículos (BRASIL, 2014).

O método top-down necessita de uma quantidade reduzida de parâmetros de entrada, quando comparados com modelos botton-up (por exemplo, número de carros na área de interesse, distância média conduzida

pelo tipo de veículo, etc.). Assim, é mais econômico e mais fácil de implementá-lo. No entanto, o erro na estimativa das emissões de escape por um modelo top-down é geralmente esperado ser maior do que um modelo bottom-up. Para a determinação de dados de entrada, o método top-down determina as emissões de forma abrangente, sem considerar a tecnologia ou forma de utilização da fonte energética (BRASIL, 2011).

A metodologia top-down é razoavelmente precisa para inventário de CO₂. Entretanto, inventários de poluentes veiculares em geral requerem informações mais detalhadas, de modo que se recomenda o uso da metodologia bottom-up para esses casos, desde que haja dados suficientes (IPCC, 1997). A forma de cálculo empregada pela CETESB (2017) para efetuar inventários de emissões veiculares da RMSP é do tipo bottom-up e tem servido de referência a quase todos os trabalhos brasileiros na área científica e governamental em que o foco seja quantificar a massa de poluentes emitidos anualmente por fontes móveis.

Vale salientar que os resultados obtidos em um inventário possuem uma série de outros usos importantes, além de sua utilização como dados de entrada nos simuladores de dispersão dos poluentes, como, por exemplo, identificar as principais fontes de emissão, os principais poluentes emitidos e estabelecer uma base para programas / estratégias de controle de perdas (USEPA, 2010).

O Plano de Controle de Poluição Veicular (PCPV) foi citado pela primeira vez na Resolução 18 do CONAMA 06 de maio de 1986, que instituiu o PROCONVE, sendo futuramente alterada pela Resolução 227/97 e também pela 256/99 do CONAMA. Mais recentemente, a Resolução 418 de 27 de novembro de 2009 estabeleceu a obrigatoriedade da elaboração dos Planos de Controle de Poluição Veicular (PCPV) pelos órgãos ambientais estaduais com revisões periódicas a cada três anos. Os PCPVs são instrumentos para gestão da qualidade do ar e indicam ações para o controle da emissão de poluentes e a redução do consumo de combustíveis por veículos, em especial nas áreas comprometidas pela emissão de poluentes atmosféricos.

O Plano de Controle de Poluição Veicular deverá conter dados relativos ao comprometimento da qualidade do ar nas regiões abrangidas e sobre a contribuição das fontes móveis para este comprometimento, com base nestes

dados deve o órgão gestor do PCPV, comparar instrumentos e alternativas de controle da poluição do ar por veículos automotores, sempre devendo ser justificados tecnicamente as medidas tomadas, levando em conta o seu custo e a real efetividade em termos de redução das emissões e melhoria da qualidade do ar.

O monitoramento e controle das emissões veiculares são essenciais para o bom gerenciamento da qualidade do ar no meio urbano e devem ser encarados além da questão ambiental, como importantes ferramentas para a garantia da qualidade de vida e da saúde da população. A elaboração de inventários de emissões é um passo fundamental em todo o processo de gerenciamento da poluição atmosférica, pois fornece importantes informações para a estruturação do PCPV (Plano de Controle de Poluição Veicular) e avaliação do desempenho de tecnologias e de legislações ambientais (DELUCCHI, 2011).

5.1. PREMISSAS PARA ELABORAÇÃO DO INVENTÁRIO NA REGIÃO DE SALVADOR

A principal cidade da Região Metropolitana de Salvador- RMS é Salvador, capital do Estado da Bahia, que é composta por três fachadas: as fachadas leste e sul, voltadas para o Oceano Atlântico e a fachada oeste, voltada para a Baía de Todos os Santos. A topografia da cidade é complexa, com um relevo cheio de detalhes acidentados com cumeadas interligadas e vales intersticiais onde estão implantadas as principais vias de tráfego (LYRA, 2008).

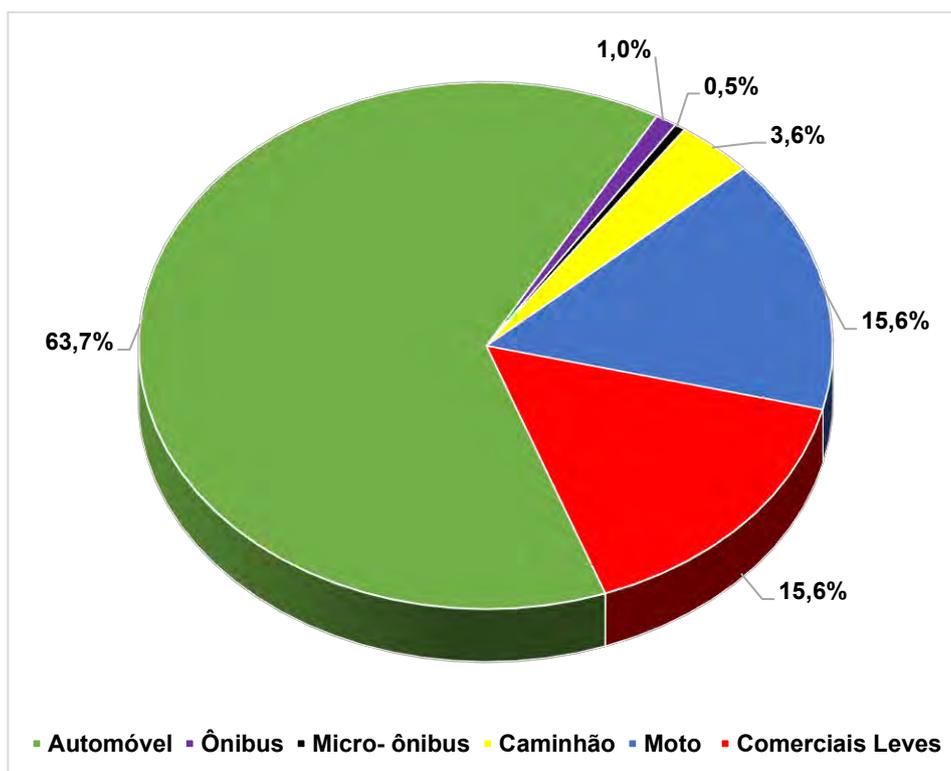
Segundo dados estimados em 2018 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Salvador conta com 2.857.329 milhões de habitantes sendo a quarta cidade mais populosa do país, localizada na costa Nordeste do país (latitude 12°58'15" S e longitude 38°30'39" W). Seus municípios limítrofes são Lauro de Freitas, Simões Filho e Candeias. Salvador apresenta uma densidade demográfica de 3.859,44 hab/km², clima tropical atlântico, fuso horário UTC-3.

O sistema viário de Salvador é caracterizado por vias construídas sobre as cumeadas servindo como vias coletoras do tráfego dos núcleos residenciais,

comerciais e de serviços e por avenidas de vales, que recebem o tráfego das cumeadas, constituindo-se em importante canal de escoamento de veículos ligando diversas regiões da cidade. Também fazem parte e são de extrema importância para a cidade, as vias perimetrais que contornam praticamente toda a costa da cidade, sejam a costa atlântica ou a costa da Baía de Todos os Santos.

A cidade de Salvador possui uma frota que corresponde aproximadamente 23% de toda a frota de veículos do Estado da Bahia dados retirados do relatório do DENATRAN - Departamento Nacional de Trânsito em 2018. Ainda conforme o órgão, a frota veicular de Salvador cresceu 63% nos últimos 10 anos passando de 549111 em 2008 para 892792 em 2018. Em Salvador, cerca de 70% dos veículos são movidos à gasolina e, no transporte coletivo, a frota que circula atualmente utiliza principalmente óleo diesel. Os dois combustíveis são considerados os mais poluentes e se mantêm no topo do consumo, na Figura 17 podemos observar a estratificação da frota da região para o ano de 2018.

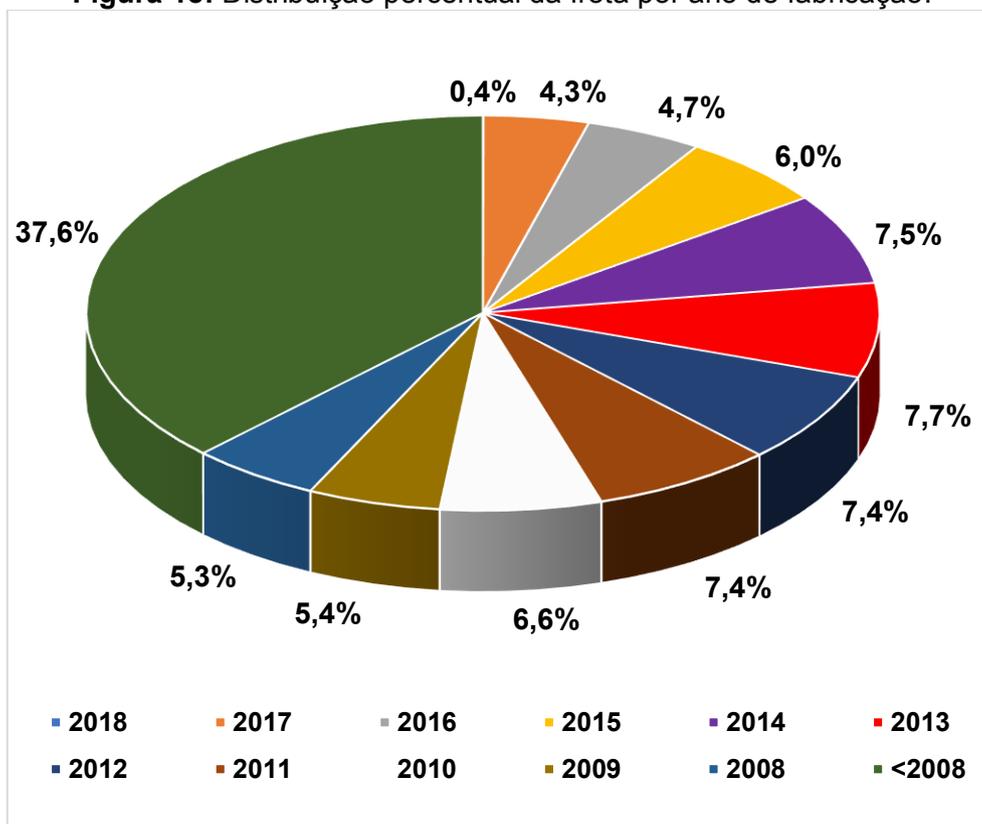
Figura 17: Percentual da frota na cidade de Salvador por tipo de veículo.



Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

Como verificado, os automóveis representam a maior parcela da frota de veículos (63,7%). É por isso que a maior preocupação dos grandes centros urbanos com a poluição do ar recai sobre os veículos leves, ou seja, sobre os automóveis. Em Salvador, de acordo com DENATRAN (2018), 62% da frota veicular foram fabricadas nos últimos 10 anos e o restante (38%) possuem mais de 10 anos de uso, como mostra a Figura 18.

Figura 18: Distribuição percentual da frota por ano de fabricação.



Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018)

Neste trabalho foi realizado um inventário de emissões da Região de Salvador para janeiro de 2018 utilizando a abordagem botton-up. O principal objetivo da realização deste inventário foi caracterizar o atual estado da contribuição das emissões veiculares para a poluição em Salvador, pois por meio deste é possível avaliar que categorias veiculares são as mais poluentes, informação essencial para a gestão e o controle da poluição do ar urbano.

No inventário elaborado para Salvador foram consideradas as emissões de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NOx), material particulado (MP) e hidrocarbonetos não metânicos (NMHC). Não foram consideradas as

emissões de SO₂ devido à falta de dados. A seleção dos poluentes deu-se por estes serem considerados poluentes prioritários da qualidade do ar de acordo com a Resolução CONAMA n°. 491/2018 e por estudos realizados em atmosferas urbanas como no trabalho realizado por Dias et al. (2016) na região de São Paulo e Ueda (2011) na região metropolitana de Campinas.

Para estimar as emissões veiculares da frota circulante num determinado ano calendário, foi empregado o 2º método de cálculo da Agência Europeia do Ambiente (AEA), o mesmo utilizado pela CETESB e na construção do 2º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, que relaciona a frota de veículos com seu fator de emissão característico e com a quilometragem anual média desenvolvida por esta. A Equação 20 apresenta o método descrito:

$$E_p = \sum_k \sum_i \sum_c (F_{k,t,c} \times FC_{p,k,t,c} \times Kma_{k,t}) \quad (20)$$

Sendo:

$E_{p,t}$ = Emissão total de um poluente p em um ano;

$F_{k, t, c}$ = Frota de veículos de uma categoria k, fabricados em um ano t e que processam um combustível c;

$FC_{p,k,t,c}$ = Fator de emissão corrigido de um poluente p, para veículos de uma categoria k, fabricados em um ano t e que processam um combustível c;

$Kma_{k,t}$ = Quilometragem média anual desenvolvida por veículos de uma categoria k, fabricados em um ano t.

A falta de clareza relacionada à nomenclatura da frota nos relatórios gerados pelo DENATRAN (2018) e Brasil (2013), dificultou o entendimento sobre as categorias veiculares, pois cada uma destas fontes de dados classifica os veículos de forma distinta deixando clara a falta de padronização que existe no Brasil em relação ao tema. No Quadro 11 podemos observar a estratificação realizada quando analisados os dados do DENATRAN (2018) e estratificação adotada em Brasil (2014).

Quadro 11: Estratificação realizada pelo DENATRAN e Brasil (2013).

Estratificação realizada pelo DENATRAN	Estratificação realizada por BRASIL (2013)
Automóvel	Automóveis
Caminhão	Caminhões semileves
Caminhão trator	Caminhões leves
Caminhonete	Caminhões médios
Camioneta	Caminhões semipesados
Ciclomotor	Caminhões pesados
Micro-ônibus	Micro-ônibus
Motocicleta	Motocicletas
Motoneta	
Motor-casa	
Ônibus	Ônibus urbanos
Quadrículo	Ônibus rodoviários
Reboque	Comerciais leves
Semi-reboque	
Side-car	
Trator de esteiras	
Trator de rodas	
Trator misto	
Triciclo	
Utilitário misto	

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018) e Brasil (2013).

Devido à falta de informação na literatura sobre qual a melhor forma de desmembrar a frota veicular, foram adotadas algumas premissas para elaboração do inventário de emissões. Para o inventário foram consideradas 6 categorias veiculares com base nos dados do DENATRAN e foram separadas conforme verificado no Quadro 12. Também foi realizada uma distribuição para a frota veicular relacionando ao combustível processado como verificado no Quadro 13.

Quadro 12: Estratificação elaborada a partir dos dados do DENATRAN (2018).

Automóveis	Ônibus	Micro-ônibus	Caminhões	Motocicletas e similares	Comerciais Leves
Passageiro	Todos os tipos Ônibus	Todos os tipos de Micro-ônibus	Caminhão trator	Motoneta	Carga
Coleção			Trator rodas	Motocicleta	Especial
			Reboque	Quadriculo	Misto
			Semi-reboque	Sidecar	Utilitário Misto
			Trator misto	Ciclomotor	Caminhonete
			Caminhão	Triciclo	Camioneta
		Motor casa (trailer)			

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

Quadro 13: Distribuição da frota veicular por combustível.

Categoria	Classificação	Combustível processado
Automóveis		Gasolina, Álcool, Flex e GNV.
Comerciais leves	Veículos leves	Gasolina, Diesel, Álcool e Flex.
Motocicletas e similares		Gasolina e Flex.
Micro-ônibus		Diesel
Ônibus	Veículos pesados	
Caminhões		

Fonte: Próprio Autor (2018)

As estatísticas referentes ao número total de veículos e sua estratificação por categoria veicular, ano de fabricação e tipo de combustível processado, foram obtidas em DENATRAN (2018), no relatório que quantifica a frota mensalmente. Na construção do projeto o mês considerado foi janeiro/2018 e as tabelas utilizadas para a estratificação da frota foram: ano de fabricação e modelo, tipo e espécie e combustível processado, como podem ser observados nos Quadros 14, 15 e 16 respectivamente.

Quadro 14: Estratificação da frota por ano de fabricação.

Ano de Fabricação	Quantidade (Und.)	Quantidade (%)
2018	170	0,02%
2017	38025	4,28%
2016	42078	4,73%
2015	53568	6,03%
2014	66303	7,46%
2013	68543	7,71%
2012	65984	7,42%
2011	65900	7,41%
2010	58107	6,54%
2009	47994	5,40%
2008	46841	5,27%
<2008	335234	37,72%
Total	888747	100,00%

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

Quadro 15: Estratificação da frota por tipo de Veículo.

Tipos de Veículos	Quantidade (Und.)	Quantidade (%)
Automóveis	566928	63,79%
Ônibus	8864	1,00%
Micro-ônibus	4401	0,50%
Caminhões	31934	3,59%
Motocicletas e Similares	138587	15,59%
Comerciais Leves	138033	15,53%
Total	888747	100,00%

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

Quadro 16: Estratificação da frota por tipo de combustível

Tipos de Combustíveis	Quantidade (Und.)	Quantidade (%)
Álcool	25307	2,85%
Flex fuel	442091	49,74%
Diesel	60657	6,83%
Gasolina	330675	37,21%
Gás Natural	30017	3,38%
Total	888747	100,00%

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

A determinação dos veículos Flex fuel que optavam em processar gasolina ou álcool foram determinadas conforme Brasil (2014), que foi ajustada, de modo iterativo, até que os fatores de correção se tornassem iguais para cada ano-calendário. Esse ajuste foi feito para os anos entre 2003 e 2012, exceto para 2004 e 2005, período onde se iniciou a introdução desses veículos no Brasil. Sendo assim, foi considerado que para 2004 e 2005, 100% da frota de veículos flexfuel utilizaram etanol hidratado, para os anos seguintes foram considerados os valores de 2012 último valor publicado. O Quadro 17 apresenta os resultados do ajuste empregado.

Quadro 17: Frações da frota de veículos flexfuel que opta por cada combustível, para cada ano calendário

Ano Calendário	Fração da frota usando gasolina	Fração da frota usando etanol hidratado
2003	50,0%	50,0%
2004	0%	100%
2005	0%	100%
2006	8,5%	91,5%
2007	16,0%	84,0%
2008	20,0%	80,0%
2009	30,0%	70,0%
2010	48,0%	52,0%
2011	68,0%	32,0%
2012	75,0%	25,0%

Fonte: Adaptado de BRASIL (2014)

Os fatores de emissões utilizados na análise foram obtidos em Brasil (2014), os quais correspondem aos ensaios de homologação veicular do PROCONVE. Deve-se destacar que a escolha para extrair os dados deste relatório se deu pelo fato do mesmo ser o mais completo em termos de informações e dados.

Na elaboração do inventário de emissões todos os veículos (pesados e leves) com ano de fabricação anterior a 2008 foram considerados pertencentes a uma única categoria tendo seus fatores de emissões estimados através de uma média ponderada pelo número de veículos fabricados a cada ano, vale ressaltar que para os cálculos foram considerados os veículos com ano de

fabricação até 1983 depois desse ano considerou o somatório dos veículos mais antigos.

Para o inventário foram considerados os fatores de emissões de ônibus urbanos devido às características da frota da cidade. Para determinação dos fatores de emissão dos caminhões, devido à falta de dados por parte do DENATRAN, foram consideradas uma média aritmética das categorias consideradas por Brasil (2013), pois o relatório do DENATRAN não classifica as categorias dos caminhões como em Brasil (2014).

Como os fatores de emissões utilizados são provenientes de ensaios para veículos novos, fez-se necessário sua correção em função da quilometragem média acumulada, corrigindo assim os fatores dos poluentes CO, NMHC e NOx dos veículos. Conforme recomendado em Brasil (2013), um incremento médio por acúmulo de rodagem deve ser acrescido a cada 80.000km de uso. No Quadro 18 estão expostos os valores do incremento para cada poluente, ressaltando que não foram empregados fatores de incremento para motocicletas, veículos Diesel e GNV devido à ausência de dados ou estudos validados.

Quadro 18: Incremento por acúmulo de rodagem, em g/km a cada 80.000 km.

Combustível	Poluentes		
	CO	NOx	NMHC
Gasolina C	0,263	0,03	0,023
Etanol hidratado	0,224	0,02	0,024

Fonte: Adaptado de Brasil (2014)

Para o fator de emissão do MP foram considerados também as fontes de emissão como é o caso do desgaste de pneus e de pistas para todas as categorias veiculares, como verificado no Quadro 19, que foram estimadas também a partir dos fatores de emissão disponíveis em EMEP/ EEA (2009). Cabe destacar que, por se tratarem de fatores de emissão europeus, esses podem não refletir a realidade brasileira, tanto no que diz respeito à qualidade da pavimentação, quanto ao material de pneus e freios (BRASIL, 2014). Ainda

assim, mesmo com as imprecisões destacadas, o aumento dessas emissões, causado pelo aumento da quilometragem percorrida pelos veículos ao longo do tempo, demonstra a importância de fazer tais estimativas.

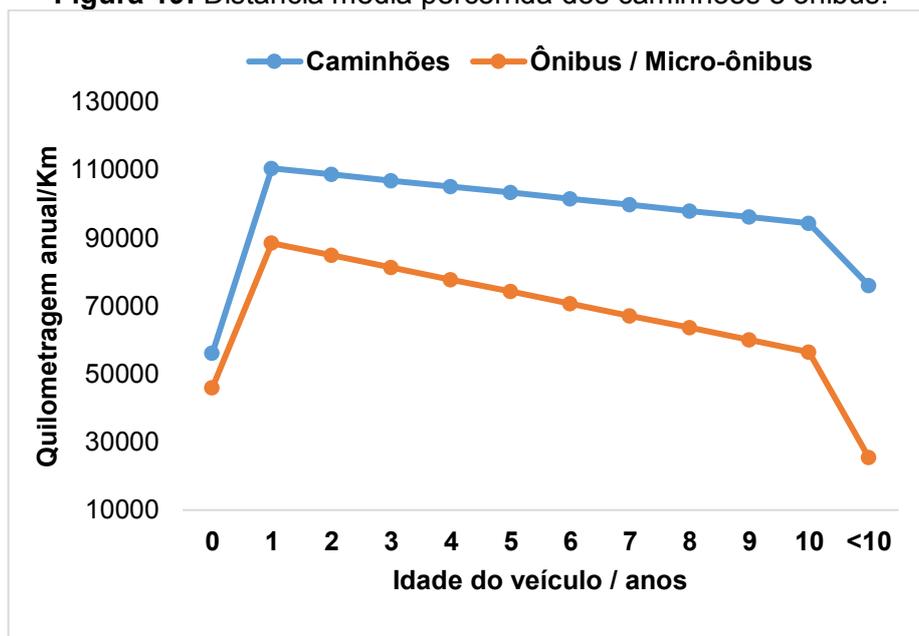
Quadro 19: Fatores de emissão de MP por desgaste de pneus, freios e pista por categoria.

	MP₁₀ desgaste de pneus e freios (g/km)	MP₁₀ desgaste de pista (g/km)
Caminhões	0,59	0,038
Ônibus / Micro a Ônibus	0,59	0,038
Motocicletas	0,0064	0,003
Automóveis	0,0138	0,0075
Comerciais leves	0,0138	0,003

Fonte: Adaptado de Brasil (2014)

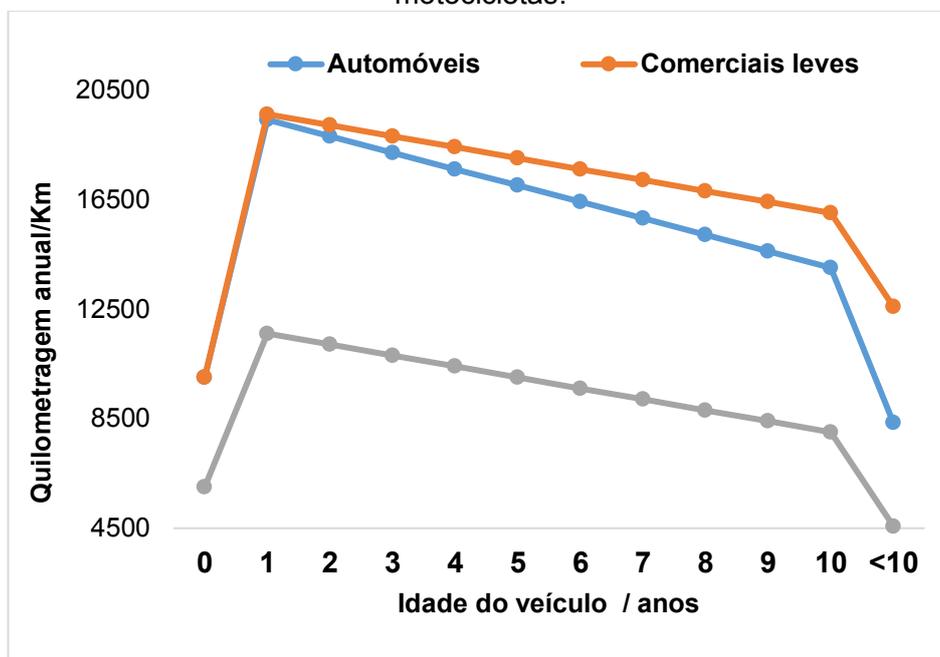
As informações com relação à distância média percorrida dos veículos por cada categoria foram extraídas de Brasil (2014). A distância média percorrida pelos veículos fabricados antes do ano de 2008 foi estimada a partir de uma média ponderada das distâncias médias percorridas estimadas para cada classe em função do ano de fabricação. A distância média percorrida dos micro-ônibus foram as mesmas dos ônibus urbanos, conforme Brasil (2014). Já para as distâncias médias percorridas dos caminhões, foram consideradas as referentes aos caminhões médios por falta de dados referentes a cada tipo de caminhão. Nas Figuras 19 e 20, podemos observar as curvas de distância média percorrida em função da sua idade veicular para os automóveis, comerciais leves, motocicletas, caminhões e ônibus.

Figura 19: Distância média percorrida dos caminhões e ônibus.



Fonte: Adaptado de Brasil (2014).

Figura 20: Distância média percorrida dos automóveis, comerciais leves e motocicletas.



Fonte: Adaptado de Brasil (2014).

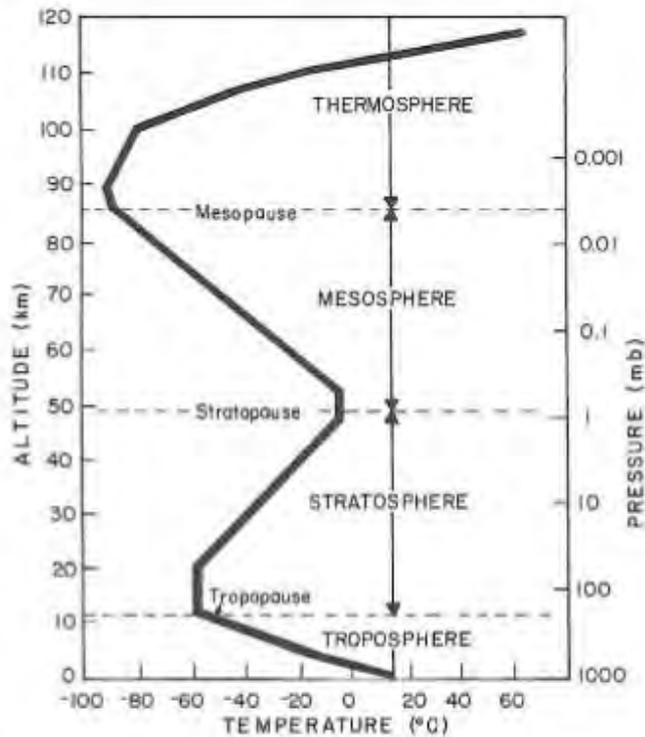
O resultado do inventário de emissões construído para a cidade de Salvador no ano de 2018 e sua comparação com os inventários passados encontra-se no item 8 (Resultados e discussões) da dissertação.

6. DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

A nossa atmosfera terrestre é dividida em camadas determinadas pelo perfil de temperatura absoluta média nela encontrada como verificado na Figura 21. A variação desta é que define a estratificação da atmosfera terrestre. A atmosfera é dividida em:

- Troposfera: Para a maioria dos processos de poluição do ar essa é a camada relevante que se estende nos primeiros 10 a 15 km da atmosfera.
- Estratosfera são os próximos 30 a 40 km. A maior parte do ozônio na atmosfera está localizada na mesma, e tem como objetivo absorve os prejudiciais raios ultravioletas do Sol
- Mesosfera: Seu topo encontra-se a 80 km do solo. É muito fria, com temperaturas abaixo de -100°C . A parte inferior é mais quente porque absorve calor da estratosfera
- Termosfera: O topo fica a cerca de 450 km acima da Terra. É a camada mais quente, uma vez que as raras moléculas de ar absorvem a radiação do Sol. As temperaturas no topo chegam a 2.000°C .
- Exosfera: A camada superior da atmosfera fica a mais ou menos 900 km acima da Terra. O ar é muito rarefeito e as moléculas de gás "escapam" constantemente para o espaço

Figura 21: Divisão da camada atmosférica.



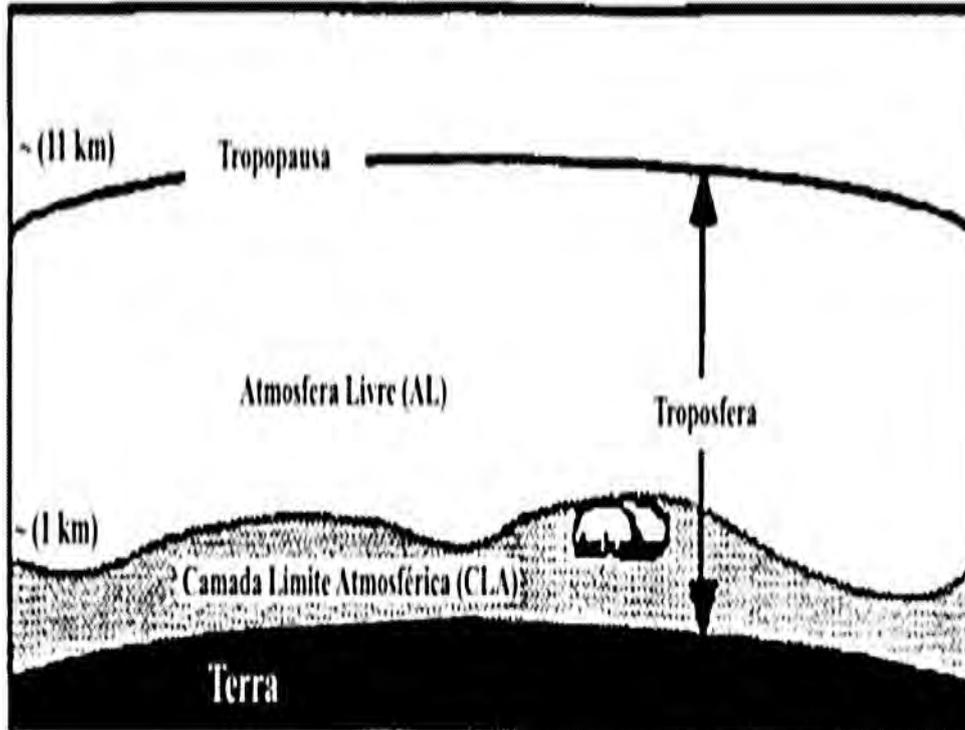
Fonte: VISSCHER, (2014).

6.1. CAMADA LIMITE ATMOSFERICA

Uma vez estratificada devemos entender que a superfície da Terra exerce importante influência sobre o escoamento atmosférico na troposfera, que corresponde à camada atmosférica mais próxima do solo estendendo-se até aproximadamente 15 km acima deste. O escoamento de ar na troposfera é fortemente influenciado pelas tensões cisalhantes e forças de empuxo térmico devido à sua interação com a superfície terrestre, pela aceleração de Coriolis devido à rotação da Terra e também pelos movimentos de grande escala na atmosfera, como os ventos geostróficos e térmicos. Com relação ao problema da dispersão atmosférica na microescala meteorológica (da ordem de alguns quilômetros), a região da atmosfera que influencia o transporte e a dispersão de poluentes está limitada a uma camada muito estreita da troposfera, chamada de Camada Limite Atmosférica ou Planetária (CLA), como verificado na Figura 22 pode perceber a estrutura da troposfera, onde no limite inferior, parte cinza, encontra-se a CLA e o restante é a AL. No limite superior encontra-

se a tropopausa, que é o nome dado à camada intermediária entre a troposfera e a estratosfera. (AVOLIO et.al, 2018)

Figura 22: Troposfera dividida em duas partes.



Fonte: Cabral (2015)

A CLA corresponde a parte da troposfera que sofre influências diretamente da superfície do planeta, sendo diretamente influenciada pela presença da superfície terrestre e respondendo a forças provocadas por ela, tais como:

- Força de atrito;
- Evaporação e conservação;
- Movimentos verticais;
- Emissão de poluentes

A CLA pode ser definida como uma fina camada adjacente à superfície da terra em que o escoamento apresenta um elevado número de Reynolds, onde a turbulência gera transporte de energia, massa e quantidade de movimento entre a superfície e a atmosfera. A CLA é também conhecida como

Camada Limite Planetária (CLP). As alterações na superfície do terreno, tais como rugosidade e temperatura afetam diretamente o comportamento da CLA. Esta influência gera fluxos de calor (latente e sensível) que interagem com a parte baixa da troposfera, gerando assim processos turbulentos que exercem diversas alterações sobre a dinâmica da CLA (CABRAL, 2015).

A integração entre os fenômenos térmicos e dinâmicos é responsável pelo movimento e transferências de energia na direção vertical. A espessura da CLA varia bastante em função do tempo e do espaço, podendo chegar de alguns metros a quilômetros. A variação em sua espessura está relacionada à variação de temperatura durante o dia. A variação de temperatura apresentada pela CLA é pouco influenciada pela radiação direta do Sol, pois pouco desta energia é absorvida pelo ar. No entanto, a radiação do solo é a maior responsável pelo aquecimento do ar na CLA. Em geral dias mais quentes geram atividades mais intensas de turbulência, devido aos seus efeitos convectivos, uma vez que as massas de ar quente tendem a subir, tomando o lugar de massas mais frias (CARVALHO et al., 2014).

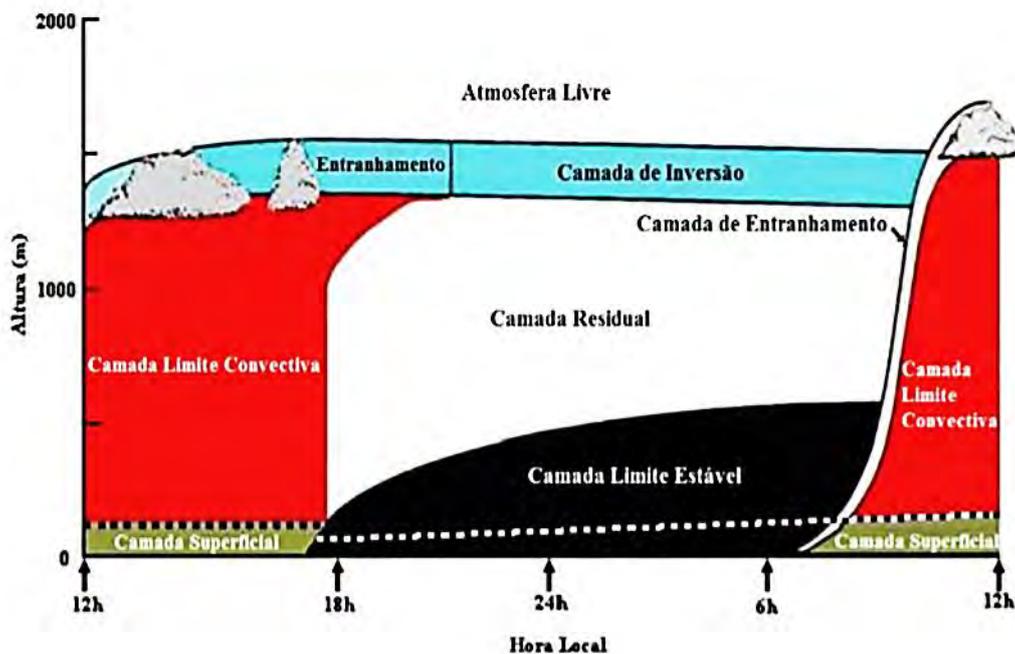
A variação da emissividade do solo é a principal responsável pelos fenômenos de transporte na CLA, sendo a turbulência um dos mais importantes processos de transporte usados para definir a CLA. Outros fatores proporcionados pelo deslocamento de massa são a velocidade e direção do vento sobre os diversos tipos de terrenos. (STANGROOM, 2004).

Em um cenário de regiões de alta pressão sobre a superfície terrestre e de condições de bom tempo, a CLP tem uma estrutura bem definida. A evolução temporal típica de uma camada limite convectiva (CLC) pode ser observada na Figura 23. Após o nascer do Sol, a superfície terrestre começa a ser aquecida pela radiação solar, posteriormente, esse calor é transferido para o ar sobrejacente que provoca a mistura turbulenta do ar e, conseqüentemente, destrói a camada de inversão formada no período noturno. Esta nova camada que é formada nas primeiras horas da manhã, denomina-se por Camada Limite Convectiva (CLC) ou Camada de Mistura (CM), e é delimitada superiormente por uma camada de entranhamento (região da camada situada imediatamente acima da CM e está em contato direto com a atmosfera livre) (SURUSSAVADEE, 2017)

Ao longo do dia, essas correntes ascendentes ou térmicas intensificam-se, provocando o crescimento da CLP. Após o pôr do Sol, inicia-se o processo de desenvolvimento da Camada Limite Estável (CLE), também conhecida como Camada Limite Noturna (CLN), devido ao resfriamento da superfície terrestre que não mais interfere a instabilidade atmosférica. Acima da CLE, existe a Camada Residual (CR) que é remanescente da CLC e, apesar de haver a diminuição do desenvolvimento das correntes convectivas, a influência dos ventos pode provocar alguma turbulência noturna, entretanto em menor magnitude (SURUSSAVADEE, 2017).

A Camada Superficial (CS) é a região inferior da CLP onde, os fluxos turbulentos e o cisalhamento do vento são considerados constantes, pois variam menos de 10% da sua magnitude (STULL, 1988) e a rotação da Terra ou a força de Coriolis pode ser ignorada (ARYA, 2001). É o meio onde os seres humanos vivem e funciona como fonte de fricção, pois é capaz de modificar os campos de vento e os processos de transferência entre a superfície terrestre e a atmosfera (SALVADOR et al., 2016).

Figura 23: Estrutura da CLP



Fonte: SOARES, (2004).

A concentração de poluentes no ar é o resultado final de processos complexos, sujeitos a vários fatores que compreendem não só a emissão pelas fontes, como também suas interações físicas (diluição) e químicas (reações) na atmosfera. É a interação entre as fontes de poluição e as condições atmosféricas que define a qualidade do ar no espaço e no tempo em uma determinada região. A concentração dos poluentes no ar depende tanto dos mecanismos de dispersão como de sua produção e remoção (SZWARCFITER, 2004).

A influência das emissões veiculares na qualidade do ar atmosférico não se restringe a problemas urbanos pontuais, uma vez que os gases se propagam pela atmosfera de acordo com as condições meteorológicas que possam estar favoráveis à dispersão dos poluentes, nesse caso, não se limitando pelas fronteiras geográficas entre as cidades, países (SZWARCFITER, 2004). A qualidade do ar é fortemente influenciada pela intensidade e espalhamento das emissões de poluentes (gases e poeiras) de origem industrial ou veicular.

De uma forma geral, a qualidade do ar é produto da interação de um complexo conjunto de fatores dentre os quais se destacam a fonte emissora e a magnitude das emissões. Grande variedade de parâmetros relacionados com as condições meteorológicas também tem o poder de afetar a dispersão atmosférica (CROWL e LOUVAR, 2001):

1. Velocidade do vento;
2. Estabilidade atmosférica;
3. Condições de solo (construções, água, árvores);
4. Altura da emissão em relação ao solo;
5. Momento e flutuabilidade do material liberado, dentre outros.

A velocidade do vento é responsável por proporcionar o transporte e a dispersão dos poluentes atmosféricos, uma vez que quanto maior a velocidade do vento mais rápido os gases são levados à jusante, sendo diluídos por uma quantidade maior de ar. Em situações de calmaria, ocorre a estagnação do ar, o que propicia um aumento na concentração de poluentes.

A estabilidade atmosférica relaciona-se com a mistura vertical do ar, estando basicamente relacionada à altitude e à temperatura. Condições instáveis propiciam boa movimentação e, conseqüente possibilidade de espalhamento e expansão vertical do poluente. Durante o dia, a temperatura do ar diminui rapidamente com a altura, incentivando movimentos verticais. À noite, a diminuição da temperatura é menor, resultando em menos movimento vertical. Em situações de inversão, a temperatura aumenta com a altura, resultando em movimento vertical mínimo (CROWL e LOUVAR, 2001).

As condições do solo afetam a mistura mecânica na superfície e o perfil do vento com a altura, locais como serras, presença de asfalto ou edifícios altos, formam um obstáculo e dificulta a circulação dos ventos, as chuvas, então, é bastante eficiente na remoção de poluentes, especialmente nesses locais de circulação dificultada (ARAÚJO, 2012).

O adequado planejamento territorial permite o melhor aproveitamento da capacidade de diluição da atmosfera. Este deve levar em consideração os aspectos climáticos da região, garantindo eficiência no controle ambiental. Isso porque, a combinação de estabilidade atmosférica com ausência de chuvas torna-se, assim, profundamente desfavorável à dispersão de poluentes (DUCHIADE, 1992).

Considerando a importância dos parâmetros apresentados, inventariar emissões certamente conduz a resultados limitados. Por outro lado, a modelagem adiciona estes fatores e deve ser utilizada para obter soluções mais próximas à realidade (VICENTINI, 2011).

6.2. MODELOS MATEMÁTICOS DE DISPERSÃO

Entende-se como modelo de dispersão a descrição matemática do processo de difusão turbulenta que ocorrem na atmosfera (VISSCHER, 2014). Ainda conforme o autor, a relação entre o poluente e a concentração medida em um receptor específico é uma função das condições meteorológicas e da relação espacial entre a fonte e o receptor.

Em seu trabalho Lyra (2008) afirma que os dados de entrada de um modelo, de forma mais simples, requerem três tipos de dados: informações sobre as fontes dos poluentes, dados meteorológicos e topografia da região. E

a partir destes dados o modelo simula matematicamente o transporte e a dispersão dos poluentes, e em alguns modelos, as transformações físicas e químicas, bem como os processos de remoção. O resultado do modelo é a concentração do poluente, para um período de tempo específico e para um receptor específico.

Os modelos de transporte e dispersão de poluentes devem ser capazes de simular em detalhes os efeitos da turbulência para obter estimativas confiáveis sobre a distribuição da concentração dos poluentes no espaço. Estes modelos variam em grau de complexidade e podem ser agrupados em duas classes principais: os modelos Eulerianos e os Lagrangeanos. (FERREIRA, 2005). Os modelos gaussianos, que podem ser considerados como uma subclasse dos dois anteriores são os mais comuns utilizados em simulações de dispersões atmosféricas. (LONGHETTO, 1980)

6.2.1. Modelos Eulerianos

Para o modelo Euleriano, são utilizadas equações diferenciais parciais do tipo difusão-advecção (uma aproximação da equação de conservação da massa), descritas em um sistema referencial fixo em relação à terra, a partir do qual o fenômeno é estudado (SOARES, 2010).

Nessa abordagem, a dispersão é estudada em termos de uma equação diferencial parcial para a conservação da massa da substância considerada que é resolvida em uma malha fixa. Ela fornece valores médios de concentração, para os poluentes considerados em um ponto no espaço. A partir das equações de conservação, é possível obter um modelo matemático da dispersão de uma fonte, dadas as condições iniciais e de contorno apropriadas (MORAES, 2004).

A equação do modelo Euleriano é baseada no princípio da conservação da massa de um poluente de concentração $C(x, y, z, t)$, como visto na Equação 8.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -V \cdot \nabla c + D \nabla^2 c + S \quad (08)$$

Onde:

∇ = Operador gradiente;

∇ = Vetor velocidade do vento (u,v,w);

S = Representam os termos de criação e decaimento;

$D \nabla^2 c$ = Termo de difusão molecular, onde D é o coeficiente de difusão molecular.

∇^2 = É o operador Laplaciano

Esses modelos em geral requerem um custo computacional muito elevado devido à complexidade de suas equações (VICENTINI, 2011).

6.2.2. Modelos Lagrangeanos

O modelo lagrangeano, pode ser descrito a partir de uma formulação integral utilizando-se um referencial móvel, que se desloca com a pluma de poluentes. Pode-se assim dizer que a concepção lagrangeana é uma técnica alternativa para obter as concentrações médias sem precisar resolver a equação de difusão-advectação, proporcionando assim ganho computacional nas modelagens (VICENTINI, 2011).

No esquema Lagrangeano, formula-se um modelo de trajetórias para o movimento das partículas do fluido. O elemento ou partícula de um fluido é um pequeno volume de controle que viaja com a velocidade local do meio fluido, de modo que a solução do escoamento turbulento que transporta estas partículas deve ser conhecida. A dimensão deste pequeno volume é grande quando comparada com as escalas moleculares, mas é pequena em relação à menor escala de movimento. As partículas movem-se seguindo os vórtices turbulentos, descrevendo trajetórias aleatórias (MORAES, 2004).

A equação Lagrangeana fundamental para a dispersão atmosférica de uma única espécie de poluente é dada por:

$$\langle c(r, t) \rangle = \int_{-\infty}^t \int p(r, t | r', t') S(r', t') dr' dt' \quad (09)$$

Onde:

$c(t, r)$ é a concentração média em x no tempo t ;

$S(r', t')$ o termo fonte e

$P(r, t | r', t')$ é a função densidade de probabilidade das partículas, que representa a probabilidade de uma partícula de fluido que estava em r' no tempo t' alcançar r no tempo t .

6.2.3. Modelos Gaussianos

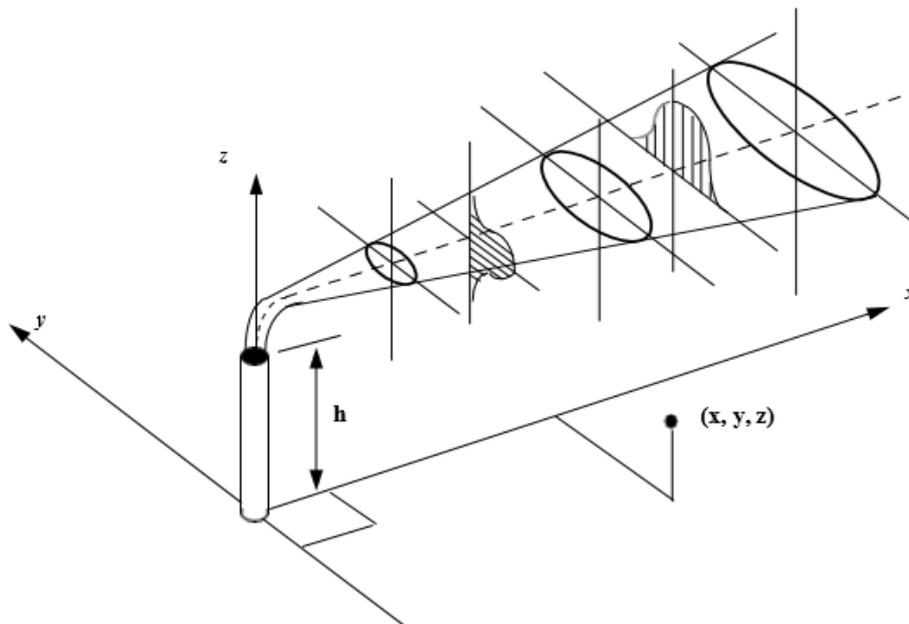
Quando se supõe que a velocidade do vento e a direção do vento são constantes no espaço e no tempo, bem como na difusividade turbulenta (ou seja, a propensão da atmosfera para dispersar poluentes), e a fonte emite um fluxo constante de poluição, então pode ser comprovado matematicamente que a pluma resultante terá um perfil de concentração gaussiano nas direções lateral e vertical. Esses perfis gaussianos se espalharão à medida que a distância para a fonte aumenta VISSCHER, (2014). Na prática, essa classe de modelos realmente não assume que a velocidade do vento é independente da altura. Em vez disso, correções são feitas para incorporar a velocidade do vento na altura apropriada ao modelo.

Para Vicentini (2011), O modelo gaussiano é o tipo de modelo mais comumente usado devido à sua simplicidade. Assume-se que o espalhamento do poluente de fonte contínua tem uma distribuição gaussiana, o que significa que a distribuição de poluentes tem uma distribuição de probabilidade normal. O modelo clássico gaussiano apresenta condições de emissão e meteorológicas constantes e está baseado em uma fórmula simples que expressa um campo de concentrações tridimensional gerado por uma fonte contínua pontual elevada transportando o poluente da fonte para o receptor

O modelo de pluma Gaussiana pode ser derivado da equação de advecção-difusão em situações idealizadas, considerando a velocidade do

vento constante regime estacionário e turbulência homogênea. Neste caso, a pluma se movimenta com mesma velocidade e na mesma direção do vento, a fonte de emissão é pontual e emite de forma constante, não há reação, desintegração ou deposição na pluma, e os coeficientes de dispersão descrevem as dimensões da pluma (VINCENTINI, 2011). A Figura 24 ilustra o desenho esquemático deste tipo de dispersão

Figura 24: Esquema da Pluma Gaussiana.



Fonte: VISSCHER, (2014).

Sob condições estacionárias (emissão e meteorológicas) e considerando uma turbulência homogênea, a equação 8 possui uma solução analítica por meio de uma curva de Gauss (Modelos Gaussianos). Essa solução da equação fornece como resultado a equação 10

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (10)$$

Onde:

$C(x,y,z)$ é a concentração do poluente à jusante da fonte no ponto (x,y,z) ;

x é a distância horizontal da fonte;

y é a distância horizontal do eixo central da pluma;

z é altura do solo;

Q é a vazão mássica de emissão (vazão de lançamento do gás);

\bar{u} é a velocidade média do vento;

H é a altura efetiva da chaminé;

σ_y é o coeficiente de dispersão lateral;

σ_z é o coeficiente de dispersão vertical (ambos coeficientes são dependentes da estrutura turbulenta da atmosfera).

Os modelos Gaussianos foram aprimorados ao longo do tempo, permitindo que se represente de maneira mais realística o comportamento da dispersão de poluentes na atmosfera. Nesse sentido, foram incorporadas rotinas para modelar situações de terrenos complexos, mudança da direção e intensidade do vento e a modelagem de mecanismos simples de remoção por deposição e reação química dos poluentes (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

Vale salientar que esses modelos ficam limitados a aplicações de near field, conhecidos também como Short Range Transport – SRT, onde as fontes emissoras se encontram em distâncias menores que 50 km dos receptores (SOARES, 2010), de modo que para simulações em que o transporte de poluentes percorre longas distâncias (Long Range Transport – LRT ou farafield), acima dos 50 km, a USEPA recomenda modelos baseados na concepção gaussiana do tipo puff (USEPA, 1998), que são aperfeiçoamentos destes últimos. Esses modelos já possuem uma aplicabilidade bem maior e são hoje em dia, segundo alguns autores, as ferramentas mais potentes para o estudo do transporte e dispersão de poluentes (VICENTINI, 2011).

6.3. AERMOD VIEW

O AERMOD (AERMIC Model) é um sistema integrado de modelização atmosférica desenvolvido pela AERMIC da American Meteorological Society (AMS) e pela United States Environmental Protection Agency (EPA). É um

modelo de dispersão de ar de pluma gaussiana de estado estável que abrange um raio de simulação até 50km da fonte. Já o AERMOD VIEW é uma interface para modelos de dispersão de ar como, por exemplo: AERMOD, ISCST3 e ISC-PRIME, foi desenvolvido pela Lakes Environmental que está comprometida em fornecer softwares robustos e fáceis de usar para empresas de consultoria, indústrias, agências governamentais e academia. A introdução das interfaces gráficas baseadas no Windows da Lakes Environmental revolucionou o campo do software de modelagem de dispersão de ar. Desde 1995, a Lakes Environmental é reconhecida internacionalmente por seu software de modelagem de dispersão de ar tecnologicamente avançado e também por sua excepcional expertise na área de soluções de TI para ciências ambientais.

O modelo AERMOD VIEW aumentou muito sua importância nos últimos anos, pois a EPA decidiu em 2005 substituir o ISC3 pelo AERMOD VIEW como o modelo de dispersão de ar preferido. O modelo utiliza características meteorológicas, do terreno e informações tanto das fontes quanto dos poluentes emitidos. É um modelo do tipo Gaussiano que fornece resultados de concentração e dispersão de poluentes atmosféricos, gerando curvas de distribuição gaussiana. Dessa forma, obtém-se a dispersão da pluma, com estimativas das concentrações de poluentes na área de recepção. Na camada limite estável, a concentração de poluentes é considerada gaussiana tanto na direção horizontal como na vertical. Na camada limite convectiva, ela é gaussiana na horizontal, mas na direção vertical é descrita por uma função densidade de probabilidade bigaussiana.

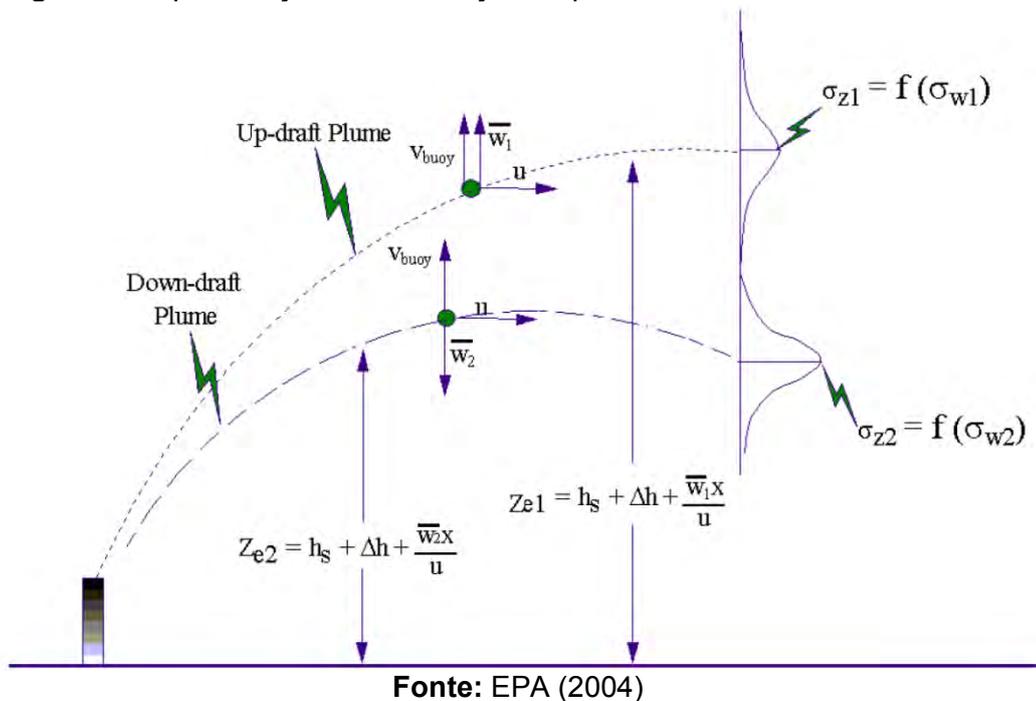
Neste modelo o sistema de coordenadas é fixo e as propriedades do fluido como densidade, temperatura e velocidades do vento são calculadas em um ponto do espaço fixo, com coordenadas nos eixos x, y e z, no tempo t desejado (SILVA e SARNAGLIA, 2011). Por se tratar de um modelo gaussiano as concentrações podem ser calculadas a partir da Equação 10 já apresentada.

O AERMOD VIEW tem sido empregado para fontes de área e de linha, como avenidas com intenso tráfego de veículos. Nesse contexto de fontes móveis, a avaliação da emissão é feita de forma similar à fonte fixa, no que diz respeito aos parâmetros necessários ao cálculo da dispersão no AERMOD VIEW, entretanto, para modelar a qualidade do ar de vias urbanas ou rurais pode-se usar uma série de fontes de volume adjacentes (representando

emissões contínuas) ou fontes separadas (representando emissões não-contínuas), gerando a emissão ao longo do percurso descrito com a linha para a fonte móvel (FOX, 2017).

Quando comparado com outros modelos o AERMOD VIEW apresenta avanços em sua formulação da dispersão de poluentes na camada limite convectiva, que ocorre pela consideração de transporte de poluente nas porções superior e inferior da pluma, como é apresentado pela Figura 25 (USEPA, 2010).

Figura 25: Aproximação da distribuição da pluma na camada limite convectiva



Em seguida serão discutidas as equações que o AERMOD VIEW software utilizado nas simulações do trabalho utiliza para estimar as concentrações dos poluentes.

Com relação ao terreno, O AERMOD VIEW calcula cada concentração de poluente duas vezes em cada ponto da linha: uma vez no terreno com as respectivas coordenadas e uma vez em um sistema de coordenadas que não segue o terreno. A concentração gerada é uma média ponderada dessas duas concentrações. Na equação 11 podemos perceber a equação utilizada pelo AERMOD VIEW, sendo que fc é o cenário sem considerar o terreno e c é considerando o terreno

$$c = fc(x_r, y_r, z_r) + (1 - f)c(x_r, y_r, z_p)$$

(11)

A fração f é dada pela equação 12:

$$f = 0.5(1 + \varphi)$$

(12)

Onde:

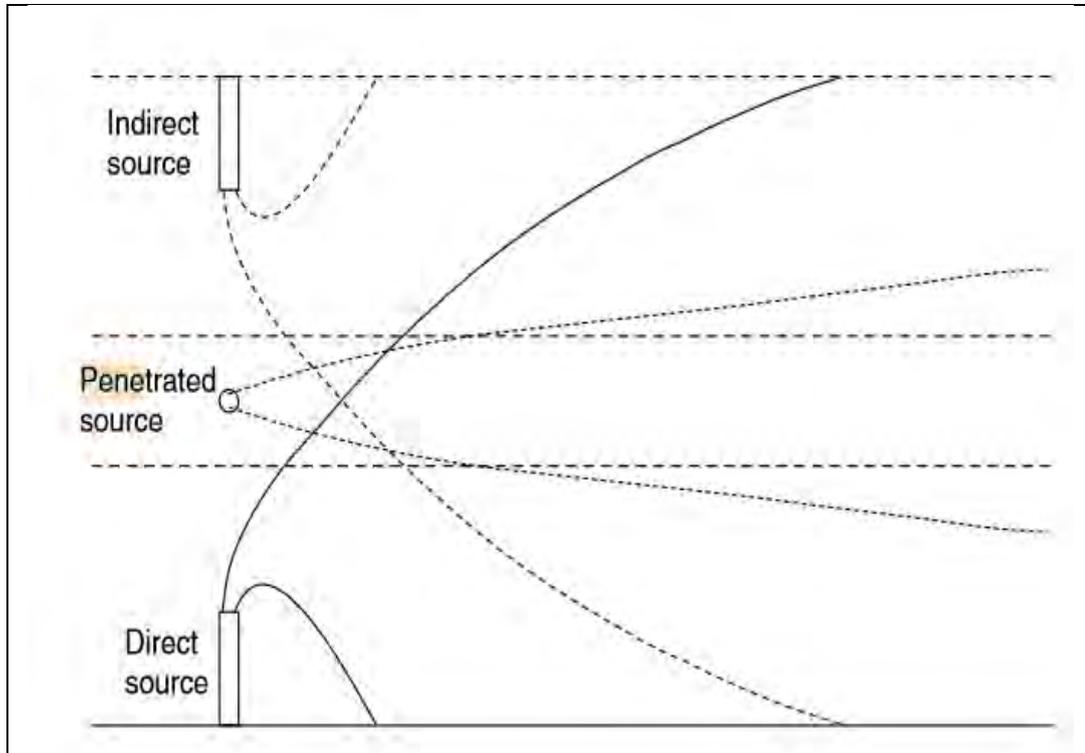
Quando metade da pluma não seguir a paisagem, neste caso ($f = 0,5$), quando a pluma é totalmente capaz de atingir o topo da colina ($\varnothing = 0$). Quando a pluma é totalmente incapaz de alcançar o topo da colina ($\varnothing = 1$), e quando a pluma não seguir a paisagem ($f = 1$).

As concentrações dos poluentes no AERMOD VIEW são determinadas pela soma da contribuição de três fontes: direta, indireta e penetrada. Para o cálculo das concentrações em cada ponto da linha volume devemos compreender que, o comportamento dos ciclos convectivos na atmosfera próximos à inversão de nivelamento também afeta o comportamento da pluma. Uma partícula de pluma que atinge a camada de inversão após ser capturada em uma corrente ascendente será transportada ao longo da camada de inversão antes de descer em uma corrente descendente. Isso leva a um atraso do movimento descendente em comparação com a reflexão contra a camada de inversão.

Além dos efeitos do ciclo convectivo, o comportamento da pluma também pode desviar-se da propagação gaussiana simples quando parte da pluma penetra no limite inversão. Esta seção da pluma se comporta de maneira muito diferente da fração da pluma que permanece na camada de mistura. Será sujeito a menos turbulência e, portanto, menos dispersão. Esses três efeitos são tratados no AERMOD VIEW considerando três fontes como apresentado: a fonte direta (fonte emitida), uma fonte indireta que representa reflexão sobre a inversão de nivelamento (a pluma se comporta como se

refletisse na superfície), e uma fonte penetrada representando partículas de pluma presas na inversão de capeamento. As três fontes podem ser visualizadas na Figura 26.

Figura 26: Tratamento da Pluma na Camada Limite Convectiva pelo modelo AERMOD VIEW.



Fonte: VISSCHER (2014)

O cálculo da concentração no AERMOD VIEW segue o padrão geral da modelagem de plumas como verificado na equação 13.

$$\bar{C} = C_x \phi_y \phi_z$$

(13)

Cujo C_x é calculado a partir da equação 14

$$C_x = \frac{Q}{\bar{u}}$$

(14)

Onde: Q é a vazão e u é a velocidade média do vento

σ_y σ_z são fatores de dispersão horizontal e vertical e seus cálculos serão apresentados abaixo. A contribuição direta da fonte (vertical) ϕ_{zd} pode ser verificada conforme a equação 15.

$$\phi_{zd} = \frac{\lambda_1 f_p}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z1}} \exp\left[-\frac{(z - \psi_{d1})^2}{2\sigma_{z1}^2}\right] + \frac{\lambda_2 f_p}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z2}} \exp\left[-\frac{(z - \psi_{d2})^2}{2\sigma_{z2}^2}\right] \quad (15)$$

A contribuição indireta da fonte (vertical) ϕ_{zi} pode ser verificada conforme a equação 16.

$$\phi_{zi} = \frac{\lambda_1 f_p}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z1}} \exp\left[-\frac{(z - \psi_{r1} - 2h_{mix})^2}{2\sigma_{z1}^2}\right] + \frac{\lambda_2 f_p}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z2}} \exp\left[-\frac{(z - \psi_{r2} - 2h_{mix})^2}{2\sigma_{z2}^2}\right] \quad (16)$$

A contribuição penetrada da fonte (vertical) ϕ_{zp} pode ser verificada conforme a equação 17.

$$\phi_{zp} = \frac{1 - f_p}{\sqrt{2\pi}\sigma_{zp}} \exp\left[-\frac{(z - h_{ep})^2}{2\sigma_{zp}^2}\right] \quad (17)$$

Deste modo o σ_z da equação 13 é calculado somando as parcelas da fonte direta, indireta e a penetrada em cada ponto da linha inserida no AERMOD VIEW, como verificado na equação 18

$$\sigma_z = \phi_{zd} + \phi_{zi} + \phi_{zp} \quad (18)$$

Já o fator de dispersão lateral da pluma o ϕ_y pode ser estimado conforme a equação 19.

$$\phi_y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} \exp\left(-\frac{1}{2} \frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)$$

(19)

\bar{C} = Concentração devido a fonte direta

Q = Vazão mássica de emissão pela chaminé

W_j = Velocidade média vertical da porção da pluma

h_s = Altura efetiva da chaminé corrigida para o efeito de recirculação que pode ocorrer devido à chaminé (stacktipdownwash)

h_d = Subida da pluma da fonte direta

f_p = Fração do material emitido pela fonte que permanece na camada limite convectiva ($0 < f_p < 1$)

j = Valor igual à 1 para linha inferior da pluma e igual à 2 para a linha superior da pluma

u = Velocidade do vento

δ_x = Coeficiente de dispersão horizontal

δ_y = Coeficiente de dispersão vertical

x, y, z = Distância segundo as direções dos eixos coordenados

λ = Coeficiente de distribuição

ψ_{dj} = Altura entre a base da fonte e a linha central da pluma

$\exp(.)$: e é a base dos logaritmos naturais.

6.4. DESCRIÇÃO DOS PRÉ PROCESSADORES AERMET/AERMAP.

O AERMOD VIEW consiste de um processador principal e dois pré-processadores, o AERMAP e o AERMET. O AERMET é um pré-processador de dados meteorológicos. Ele caracteriza o estado da camada limite atmosférica pela estimação de parâmetros necessários aos cálculos do AERMOD VIEW e considerando diferentes modelos para os parâmetros na camada limite convectiva e na camada limite estável. Primeiramente, o AERMET estima o fluxo de calor sensível (H), a velocidade de fricção, (u^*) e o comprimento de (L). Com esses parâmetros, o AERMET estima a altura da camada de mistura e a escala de velocidade convectiva (w^*) (USEPA, 2018). O processamento dos dados meteorológicos ocorre em três estágios distintos: 1. Extração dos dados do arquivo de dados meteorológicos e em seu processamento. 2. O AERMET une os dados disponíveis em períodos de 24 horas e grava em um único arquivo. 3. Leitura dos dados agrupados e estimativa dos parâmetros da camada limite para o AERMOD VIEW (USEPA, 2017).

6.4.1. Dados de entrada para o AERMET

É necessário o fornecimento dos dados característicos de superfície, como reflexibilidade (albedo), rugosidade da superfície e informações meteorológicas para entrada no AERMET. Esses parâmetros são utilizados para o cálculo de alguns parâmetros da camada limite, como a velocidade de fricção e o comprimento de Monin-Obukhov e que, a partir desses dados, o pré-processador pode estimar as escalas de velocidade convectiva e altura da camada de mistura. Esses dados geram dois arquivos de saída, que são utilizados pelo AERMOD VIEW. São eles o AERMET.pfl e o AERMET.sfc (USEPA, 2017).

6.4.2. Dados de saída do AERMET

Os dados de saída do AERMET, são os arquivos AERMET.pfl e o AERMET.sfc, sendo que o primeiro apresenta os resultados dos cálculos

relativos aos parâmetros da camada limite, enquanto o segundo contém os dados meteorológicos de superfície.

Já o pré-processador AERMAP faz o pré-processamento dos dados de terreno e de localização das fontes e receptores para, posteriormente, utilizar pelo AERMOD VIEW. O AERMAP prioritariamente calcula a altura representativa de influência do terreno, ou seja, a elevação da base das fontes e dos receptores e, a partir dessa informação, o AERMOD VIEW considera os impactos em terrenos planos e elevados, para fornecer as concentrações de poluentes (USEPA, 2017).

6.4.3. Dados de entrada para o AERMAP

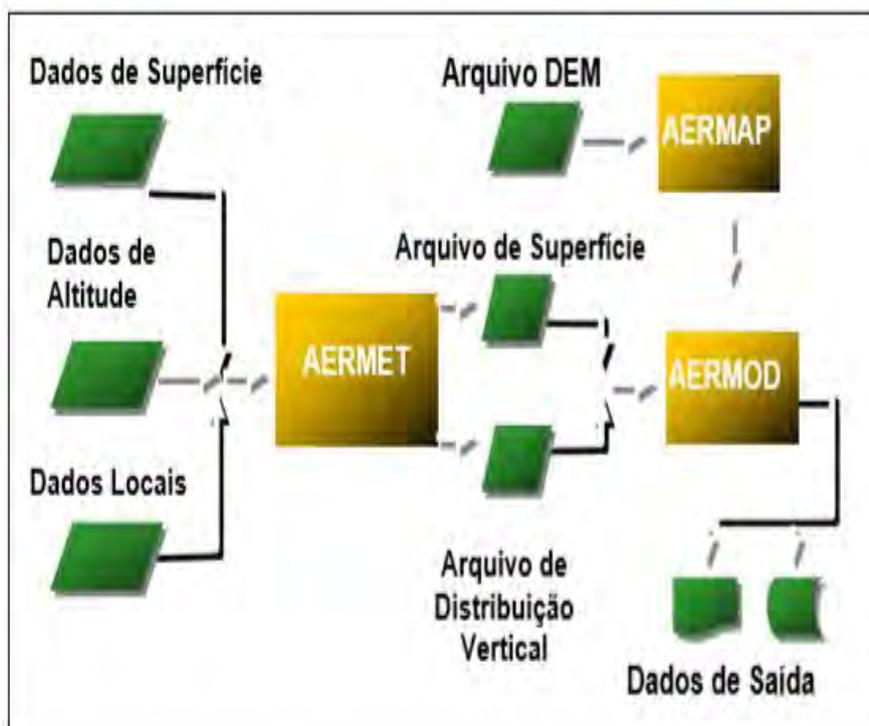
Para o pré-processamento nesta etapa é necessário fornecer ao programa a localização das fontes receptoras e um arquivo de terreno, no formato Digital Elevation Model (DEM) que, segundo THÉ (2006), consiste em uma malha contendo os dados de elevação do terreno de dimensão aproximada de 90 metros por 90 metros na linha do equador, onde serão plotados as fontes e os receptores. Arquivos nessa extensão são obtidos através da United States Geological Survey – USGS (USEPA, 2018).

6.4.4. Dados de saída do AERMAP

O arquivo de saída deste pré-processador contém as informações geográficas das fontes e pontos receptores com a altura de base e a escala de altura em um arquivo no formato da forma AERMAP.OUT. Assim, este arquivo contém os locais onde se deseja obter as concentrações dos poluentes requeridos.

Assim, a união deste pré-processadores permite o cálculo da dispersão na área de estudo considerando os aspectos meteorológicos e de terreno, permitindo uma visualização mais verossimilhante dos espalhamentos dos poluentes. Um esquema de funcionamento do modelo AERMOD VIEW, mostrando os dados de entrada, os pré-processadores e o arquivo final, está ilustrado na Figura 27

Figura 27: Fluxograma do modelo AERMOD VIEW.



Fonte: FERREIRA, 2005

Conforme Vicentini (2014), além do AERMET e AERMAP, o AERMOD VIEW possui internamente a chamada INTERFACE, que utiliza os dados de observação meteorológica de superfície e de altitude para gerar informações necessárias da distribuição vertical da atmosfera.

7. METODOLOGIA E DADOS DE ENTRADA PARA A SIMULAÇÃO DA DISPERSÃO NO AERMOD VIEW.

Para a elaboração das simulações da dispersão de poluentes atmosféricos como dito no decorrer do texto utilizou-se o Software AERMOD VIEW no qual foram simulados os poluentes MP₁₀, CO e NO_x, obtendo-se as plumas de dispersão dos mesmos em Salvador. Dentre os parâmetros utilizados para a simulação foram empregados a taxa de emissão de cada poluente em g/s, a frota veicular, o comprimento e a largura da via escolhida; a altura média dos veículos; as condições meteorológicas e topográficas da região.

7.1. DADOS METEOROLÓGICOS DE SALVADOR

Na região de Salvador a estação quente permanece por 3,8 meses, de 17 de dezembro a 11 de abril, com temperatura máxima média diária acima de 30°C. A estação fresca permanece por 3,0 meses, de 14 de junho a 12 de setembro, com temperatura máxima diária em média abaixo de 28°C. A presença das temperaturas mais elevadas na cidade, como as registradas no verão, colabora para o desenvolvimento de fortes movimentos verticais ascendentes (convecção), gerando uma remoção eficaz dos poluentes do ar localizados nos níveis mais baixos (VICENTINI, 2011).

Por ser uma cidade litorânea, Salvador conta, no que diz respeito a mecanismos de mesoescala (regionais), com a constância das brisas marinhas e terrestres durante o ano, com ciclos diurnos, maior incidência de ventos durante o dia e predomínio ao final da tarde e cair da noite. Além desses, a cidade conta com a influência de mecanismos atmosféricos globais – ventos alísios – caracterizados por um regime também constante. A direção desse mecanismo gera uma predominância de ventos vindos do leste e sudeste (BAHIA, 2013).

O sentido de origem dos ventos em Salvador pode ser visualizado na Figura 28, enquanto a Figura 29 expõe a rosa dos ventos com a direção (sopra de) dos ventos em Salvador, obtida a partir do AERMOD VIEW e utilizando dados de 2011 a 2013.

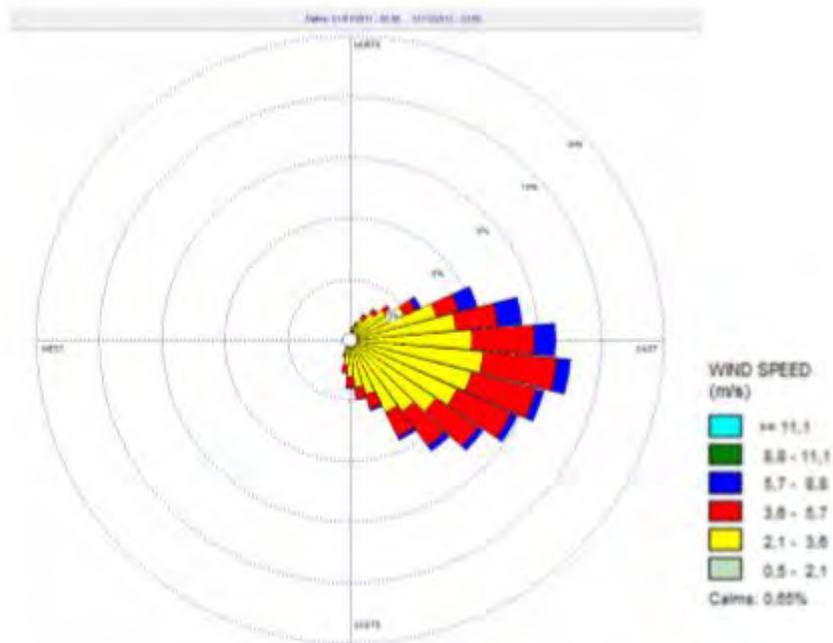
A predominância desses ventos auxilia no processo de dispersão de poluentes, melhorando a qualidade do ar na cidade, especialmente nas áreas litorâneas. O comportamento do vento junto a superfícies irá, de modo geral, depender de variáveis como rugosidade do terreno, condição atmosférica, e o grau de complexidade topográfica (JEANMONOD, 2015).

Figura 28: Direção de origem dos ventos em Salvador.



Fonte: BAHIA (2013)

Figura 29: Velocidade e direção dos ventos em Salvador, com dados de 2011 a 2013.



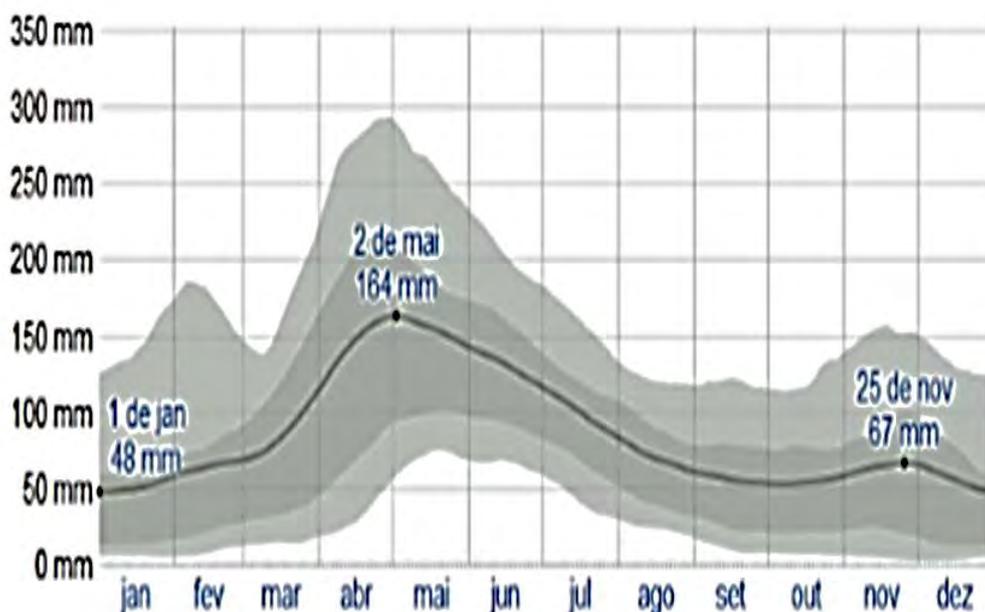
Fonte: AERMOD VIEW

7.2. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Em Salvador, chove ao longo do ano inteiro, entretanto, com grande variação sazonal na precipitação mensal. Dessa forma, em Salvador, pode-se esperar que, mesmo em áreas em que a circulação do ar é dificultada pela topografia ou por edificações, a chuva contribui com a melhoria da qualidade do ar. A Figura 30 mostra a precipitação de chuva acumulada durante um período contínuo de 31 dias ao longo do ano. Tem-se uma variação do índice pluviométrico alternando entre 10 e 50 mm no verão e entre 50 e 140 mm no inverno para a faixa do 25º ao 75º percentil. O máximo de chuva ocorre com acúmulo total médio de 164 milímetros e o mínimo de 48 milímetros (WEATHER SPARK, 2018).

Conforme Vicentini (2011) a precipitação pluviométrica (chuvas) tem um grande potencial de remoção dos poluentes do ar. As gotas formadas capturam os poluentes ao caírem, como por exemplo, as partículas presentes no ar. Elas também auxiliam na intensificação dos ventos, por isso, em regiões onde grandes edificações interferem no deslocamento do ar, a chuva se torna protagonista na remoção destes poluentes.

Figura 30: Precipitação pluviométrica mensal média



Fonte: Weather Spark (2018).

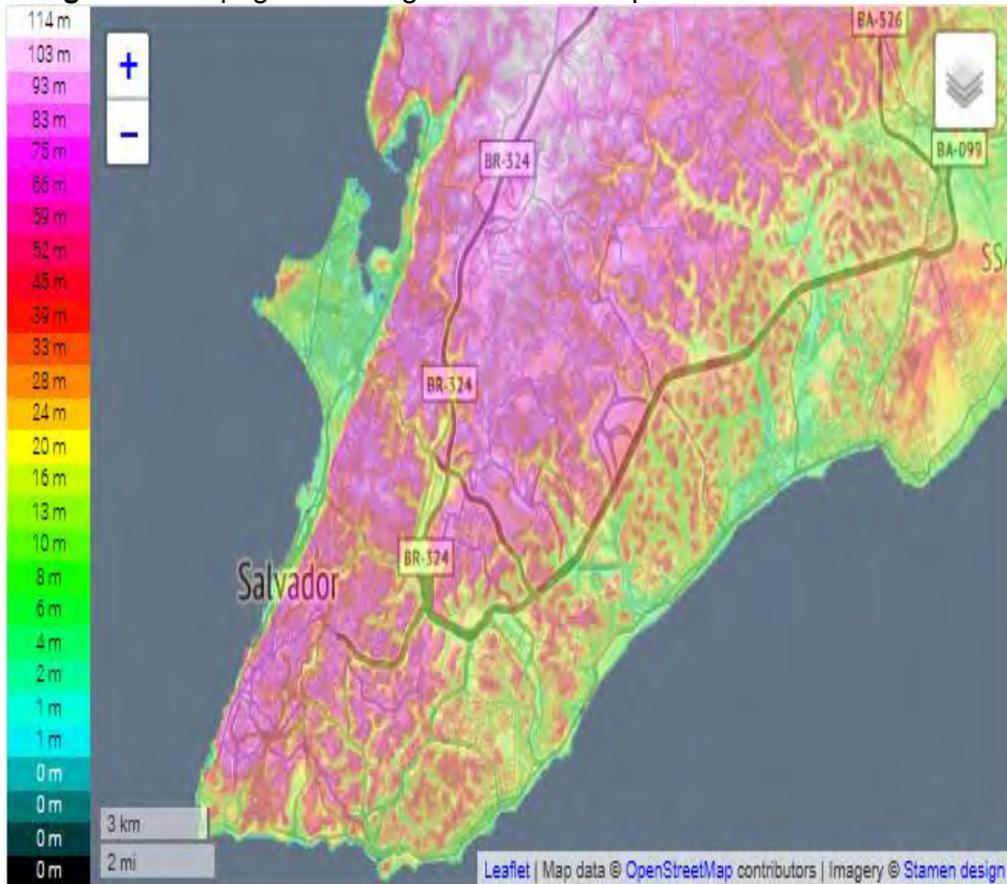
7.3. TOPOGRAFIA DA REGIÃO DE SALVADOR

A topografia é um dos aspectos de grande importância para a circulação dos ventos e conseqüentemente, a dispersão de poluentes na região (JEANMONOD, 2015). Nesse contexto, a cidade de Salvador apresenta uma altitude média de 8 metros. Percebe-se que a topografia, entretanto, possui grande variação, característica que abrange toda a cidade, com relevo composto por elevações e morros, bem como áreas planas, especialmente no litoral (BAHIA, 2013). A topografia da região de Salvador pode ser observada através das Figuras 31 e 32.

Conforme Lyra (2008), a condição de península e a forma trapezoidal fazem com que se tenha uma pequena variação de temperatura entre o dia e a noite. Acredita-se que este relativo equilíbrio térmico, juntamente com a topografia da cidade, contribua com a não existência de inversões térmicas significativas na cidade, possibilitando uma dispersão vertical dos poluentes ao longo de toda a camada limite. Ainda conforme o autor, a limitação do gabarito na orla oceânica e a configuração dos vales, praticamente perpendiculares à fachada leste, permitem a penetração dos ventos alísios – de nordeste,

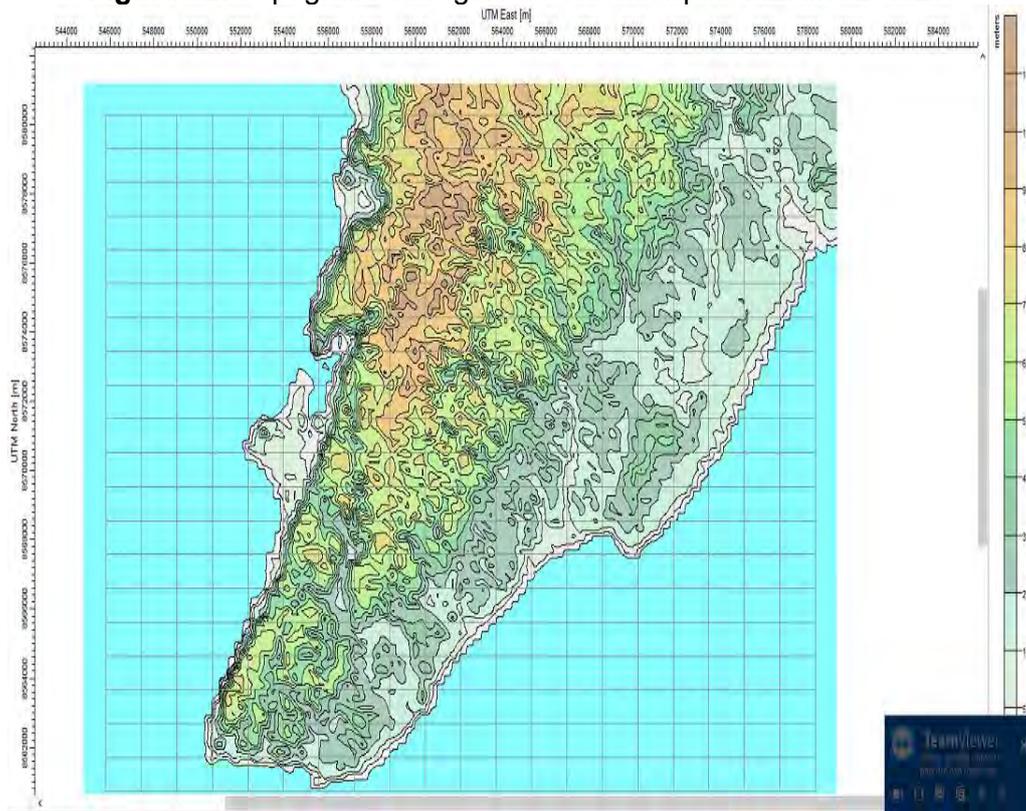
sudeste e leste – para o interior da cidade, o que também proporciona uma boa dispersão dos poluentes atmosféricos.

Figura 31: Topografia da região de Salvador pelo TOPOGRAPHIC MAP



Fonte: (TOPOGRAPHIC MAP, 2019)

Figura 32: Topografia da região de Salvador pelo AERMOD VIEW



Fonte: AERMOD VIEW (2019)

7.4. DADOS DE ENTRADA PARA MODELAGEM NO AERMOD VIEW

Para a obtenção das curvas de distribuição de concentração dos poluentes foi necessário configurar o AERMOD VIEW como segue:

1. Definição das variáveis de entrada:
 - a. Sistemas de coordenadas: UTM - Universal Transverse Mercator
 - b. Referência (DATUM): WGS84 a Sistema geodésico mundial;
 - c. Coordenadas do ponto de referência: Rede de monitoramento da Avenida Luís Viana Filho (Paralela) 562028.74 E / 8567896.25 S zona 24 L
 - d. Raio da modelagem: 30 km.
 - e. Versão do AERMOD VIEW foi a 8.2.0
2. Seleção dos poluentes, das médias requeridas para obtenção das concentrações e do tipo de terreno;

3. Definição do tipo de fonte: linha tipo volume, com uma configuração contínua (emissão ao longo de toda a via);

4. “Inputs” dos dados da fonte:

- Fatores de emissão,
- Largura da via
- Número de faixas na avenida,
- Tamanho médio dos veículos,
- Frota veicular em cada hora do dia ao longo de uma semana.

5. Seleção dos grids:

No trabalho foram utilizados dois grids:

a) Grid maior: contemplaram a região de Salvador em todas as simulações, apresentando 441 pontos (21 pontos de largura e 21 pontos de comprimento) e tamanho 2 km x 1,3 km.

b) Grids de refinamento: usados para fornecer um maior detalhamento sobre a dispersão nas vias em áreas onde, na simulação para o grid maior, se observou maiores picos de concentração. As dimensões dos grids menores variavam conforme os poluentes simulados, apresentando tamanhos que variavam entre 69 m a 700 m e contendo também 441 pontos.

6. Seleção da base de elevação da torre meteorológica: 06 metros (anemômetro) e dos dados meteorológicos: período do ano a ser utilizado.

7. Alimentação do modelo com os dados do terreno:

- a. Para a cidade de Salvador considerou-se o terreno complexo (plano e elevado).

8. O computador utilizado para as simulações foi um DELL- Optiplex 7040, Intel ® core TM i5 – 6500 CPU@ 3,20 GHz 3,19 GHz, 8GB – RAM. Sistema operacional de 64 bits, processador com base em x64, Windows 10.

Algumas considerações foram adotadas para realizar o estudo, como:

➤ Para a inserção da frota no simulador, considerou-se o somatório do fluxo de todas as categorias (motos, veículos pequenos, médios, grandes) para cada avenida, calculando-se uma média horária semanal. Também foi realizado um somatório do fluxo por avenida com relação ao sentido, por exemplo, algumas avenidas apresentam fluxo de ida e volta, para a simulação considerou o somatório desses fluxos, não dividindo assim por categoria e nem por sentido de via. Para chegar a essas considerações foram realizadas simulações com cenários diferentes que se encontram no apêndice do trabalho, **APÊNDICE A**.

➤ O grupo da fonte foi urbano para que o AERMOD VIEW considerasse no cálculo a camada convectiva formada durante a noite em áreas urbanas. A área de influência da cidade, ou seja, a população para cálculo do efeito dos processos de inversão térmica durante a noite em zonas urbanas foi inserido a população de Salvador.

➤ Para cada Avenida foi inserida uma linha do tipo volume com os seus respectivos valores de fluxo e fator de emissão. Cada linha no AERMOD VIEW pode representar até duas faixas de uma via, na cidade de Salvador existem avenidas que possuem 2,3,4, e até 5 faixas por sentido, logo para as avenidas que possuíam até 4 faixas foram inseridos apenas uma linha com o fluxo total, um fator médio para todas as categorias e a largura total (ambos os sentidos). Por exemplo, uma avenida que apresenta dois sentidos e 3 faixas em cada um, a largura total é de 18 metros pois, cada faixa possui 3 metros de largura. Assim cada sentido apresenta 9 metros de largura. Já para as avenidas que apresentavam 5 faixas, foram inseridas duas linhas na mesma avenida com a metade do fluxo em cada linha e a metade da largura em cada linha. Vale salientar que para chegar a essa configuração foram realizados diversos testes

com o simulador, avaliando as quantidades de linhas para cada avenida, como não houve diferença significativa nas simulações como, por exemplo, inserindo a quantidade linha pela quantidade de faixas optou-se por esta configuração.

➤ Os dados meteorológicos obtidos foram implementados no pré-processador AERMET. Para tal, foram inseridas informações do perfil meteorológico local no ano de 2013 e dados de superfície. Também há um levantamento da topografia da área que está sendo modelada e este foi inserida no modelo. De fato, o AERMET requer dados de entrada de superfície (foram adicionados hora a hora) como umidade relativa, temperatura, velocidade e direção de ventos, radiação solar e chuvas e informações do *upper-air* (camada atmosférica acima de 1,5 km), como temperatura, altitude e direção e velocidades dos ventos. O AERMET, então, extrai estes dados dos arquivos inseridos, os valida e agrupa em um bloco com informações de cada dia. Assim, obtêm-se dois arquivos de dados contendo informações relativas ao perfil vertical da atmosfera para o cálculo dos parâmetros da camada limite e dados meteorológicos de superfície (USEPA, 2018).

7.5. AVENIDAS DE SALVADOR ANALISADAS NA MODELAGEM

Para a execução do estudo de dispersão foram consideradas as 31 principais vias de fluxo de veículos monitoradas pela Superintendência de Trânsito de Salvador – Transalvador na cidade. No Quadro 20 podemos observar as vias com seus respectivos valores de comprimento, largura e número de faixas. Os dados de largura, comprimento e número de faixas foram estimados a partir de imagens do *Google Earth* e os dados de fluxo horário, diário e mensal foram adquiridos junto a Transalvador.

Devido ao grande número de radares instalados em algumas avenidas, como Av. Luís Eduardo Magalhães e Paralela, que possuem aproximadamente 6 radares de ida e 6 radares de volta, para simulação foram consideradas os radares que quantificaram um maior número de veículos por avenida e por sentido. Na Figura 33 podemos observar as linhas das avenidas inseridas no AERMOD VIEW.

Quadro 20: Principais Vias Fluxo de Veículos de Salvador

	Endereço	Extensão (km)	Largura (m)	Faixas	Fluxo médio Diário
1	Av. Afrânio Peixoto	12,5	12	4	29027
2	Av. Anita Garibaldi	3,6	18	6	40831
3	Av. Antônio Carlos Magalhães	5,6	24	8	38238
4	Av. Barros Reis	8,4	12	4	26366
5	Av. Caminho de Areia	1,1	12	4	8348
6	Av. Dendezeiros do Bonfim	1,5	12	4	7696
7	Av. Dorival Caymmi	4,2	12	4	32744
8	Av. Eng. Oscar Pontes	3,1	9	3	16872
9	Av. Fernandes da Cunha	1,1	6	2	4543
10	Av. Jequitaia	3,4	8	3	14654
11	Av. Juracy Magalhães Júnior	2,5	18	6	44899
12	Av. Luís Eduardo Magalhães	4,1	24	8	59248
13	Av. Luís Viana Filho - Paralela	13,2	30	10	98499
14	Av. Manoel Dias da Silva	3,1	12	4	29845
15	Av. Mário Leal Ferreira - Bonocô	3,9	24	8	91846
16	Av. Oceânica	4,2	12	4	13212
17	Av. Octávio Mangabeira	18,7	12	4	36735
18	Av. Orlando Gomes defronte	3,9	18	6	17490
19	Av. Paulo VI	2,8	18	6	1507
20	Av. Pres. Castelo Branco	2,2	12	4	36088
21	Av. Prof. Magalhães Neto	1,9	18	6	46666
22	Av. Professor Pinto de Aguiar	3,2	24	8	25803
23	Av. São Rafael	2,5	12	4	19831
24	Av. Sete de Setembro	4,1	12	4	9036
25	Av. Vasco da Gama	3,2	18	6	19744
26	Avenida da França	1,5	24	6	7030
27	C.A.B	2,9	18	6	20798
28	Largo da Mariquita	1,2	12	4	14991
29	Rua Cônego Pereira	1,3	12	4	10566
30	Rua Pernambuco	1,2	12	4	10458
31	Rua Silveira Martins	5,2	6	2	10759
32	BR-324	80	12	4	78992

Fonte: Próprio autor (2019)

Avenida Paralela na qual podemos observar o fluxo horário, diário e mensal das 4 classes veiculares.

A altura média dos veículos foi definida a partir de informações sobre a altura média de cada categoria veicular. Para obter este valor, a ficha técnica dos modelos mais vendidos de cada categoria foi consultada, assim, a média por categoria foi definida, como mostrado no Quadro 21. Esses valores foram utilizados, então, para o cálculo da média de todas as categorias, obtendo-se um valor de 2,3 m.

Quadro 21: Tamanho médio de cada categoria veicular utilizado para cálculo da média.

Categoria Veicular	Altura dos veículos (m)
Motos	0,74
Pequenos	1,42
Médios	1,50
Caminhão	4,3
Ônibus	3,2
Micro-ônibus	3,2

Fonte: Próprio autor (2019)

Figura 34: Fluxo mensal da Avenida Paralela

01/2018	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	Total
00:00 - 00:59	1176	532	398	613	569	986	919	598	598	3	651	644	1017	1010	619	3	552	608	755	998	1156	618	619	571	657	716	1079	1056	761	539	610	21631
01:00 - 01:59	1452	359	215	304	400	650	622	363	472	3	410	426	682	726	407	3	390	385	419	726	719	359	374	339	312	495	664	720	471	392	347	14606
02:00 - 02:59	1117	220	160	175	255	514	402	266	497	3	247	282	560	451	263	3	250	247	338	508	657	260	300	237	207	313	573	513	268	286	266	10638
03:00 - 03:59	952	237	185	194	198	379	372	272	590	3	293	250	464	325	256	3	266	268	331	520	678	282	345	257	191	312	572	415	249	437	284	10380
04:00 - 04:59	687	273	256	236	243	418	228	262	590	370	327	213	516	339	335	456	302	231	356	588	500	239	534	332	294	353	539	375	337	426	298	11453
05:00 - 05:59	577	443	578	585	558	763	471	660	715	585	657	311	883	513	635	758	614	581	648	888	645	625	649	461	619	645	993	492	637	723	622	19534
06:00 - 06:59	773	1451	1503	1481	1462	1230	886	1597	1603	1620	1570	1585	1342	976	1616	1653	1591	1591	1662	1225	936	1689	1666	1511	1668	1695	1303	965	1814	1820	1758	45242
07:00 - 07:59	922	2053	1321	2142	2269	1764	1348	2413	2433	2400	2291	1480	1761	1358	1456	2432	2416	2396	2384	1788	1448	2561	2320	2234	1278	2595	1894	1439	2623	2624	2626	62469
08:00 - 08:59	815	2209	2490	2431	2425	2103	1258	2663	2603	2585	2457	2683	2069	1685	2597	2643	2663	2618	2736	2188	1728	2688	2570	2477	2686	2657	2269	1729	2700	2713	2751	72889
09:00 - 09:59	1055	1966	2264	2351	2404	2368	2175	1360	2420	2374	2375	2560	2203	1949	2402	2566	2507	2525	2599	2461	2011	2479	2574	2401	2587	2535	2396	1956	2476	2530	2576	71405
10:00 - 10:59	1419	2043	2319	2258	2437	2611	2202	2352	2376	2439	2292	2532	2463	2132	2270	2455	2419	2414	2464	2572	2271	2408	2505	2302	2497	2539	2628	2080	2581	2450	2245	72975
11:00 - 11:59	1642	2202	2391	2320	2594	2498	2244	2528	2372	2555	2438	2646	2588	2171	2412	2502	2473	2498	2293	2613	2205	2529	2615	2484	2669	2694	2709	2193	2412	2540	2348	75378
12:00 - 12:59	1747	2243	2368	1396	2576	2649	2120	2580	2737	2705	2660	2674	2638	1331	2269	2663	2610	2670	2584	2693	2105	2596	2748	2707	2812	2809	2746	2212	2587	2782	2792	76809
13:00 - 13:59	1612	2263	2439	2392	2545	2419	1781	2611	2655	2654	2560	2670	2475	1882	2651	2612	2717	2680	2752	2586	1807	2757	2773	2596	2745	2691	2637	1821	2792	2782	2594	76951
14:00 - 14:59	1391	2322	2500	2578	2581	2305	1621	2628	2612	2718	2498	2755	2348	1590	2518	2663	2659	2625	2737	2388	1675	2771	2688	2772	2740	2994	2395	1727	2798	2677	2772	76046
15:00 - 15:59	1304	2340	2398	2541	2735	2221	1586	2697	2697	2696	2613	2841	2334	1623	2654	2652	2581	1454	2851	2281	1748	2760	2678	2678	2751	2866	2398	1777	2677	2739	2782	74953
16:00 - 16:59	1270	2500	2731	2706	2874	2285	1690	2790	2754	2884	2781	2756	2327	1766	2928	2935	2870	1971	2983	2359	1904	2925	2866	2881	3032	3065	2526	1878	2846	2967	2952	80002
17:00 - 17:59	1408	1455	3086	2965	3038	1551	1735	2748	2991	3077	3064	3007	2275	1893	3103	3077	3149	2972	3096	2397	2022	3102	2990	3089	3223	3132	2421	1964	3137	3135	3047	83349
18:00 - 18:59	1580	2806	2868	2942	2955	1945	1980	2488	2935	2969	2951	2819	2365	2047	2856	1514	2961	2957	2982	2379	2081	2901	2983	3008	2620	3030	2537	2170	3114	3072	3061	81876
19:00 - 19:59	1700	2335	2528	2531	2768	2393	2087	2652	2787	2843	2672	2748	2325	2190	2915	2626	2708	2958	2802	2429	2044	2629	2835	2714	3073	2845	2372	2202	2819	2476	2973	79979
20:00 - 20:59	547	1444	2191	2341	2581	2122	1938	2588	2486	2655	2391	2577	2165	2081	2576	2448	2421	2451	2727	2189	2078	2510	2466	2357	2715	2708	2144	2067	2616	2452	2634	71666
21:00 - 21:59	1259	1745	1971	2064	2434	2037	2034	2419	2325	2321	2076	2487	2077	2042	2381	2243	2329	2217	2495	2063	2128	2332	2187	2247	2335	2671	2046	2039	2400	2292	2422	68118
22:00 - 22:59	1019	1604	1607	1769	2287	1958	1432	1911	1417	2009	1908	2444	2039	1389	2004	1897	1951	1883	2256	2064	1424	1862	1893	1877	2003	2359	1966	1490	1919	1902	2058	57601
23:00 - 23:59	759	842	948	987	1489	1293	986	958	3	1078	1091	1472	1235	925	821	983	975	1514	1379	1411	944	911	909	1220	1133	1553	1345	1033	901	981	1041	33120
Total	28183	37887	41715	42302	46677	41462	34117	44404	45668	45549	45273	46862	43151	34394	44944	43790	46374	44714	48629	44314	36914	46793	47087	45752	46847	50272	45152	36313	47935	47737	47859	1349070

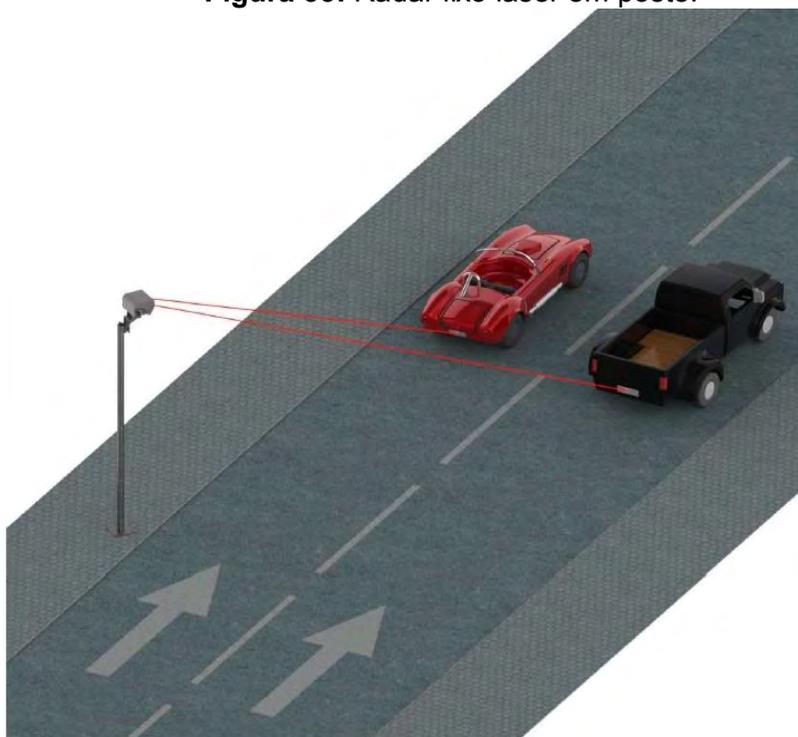
Fonte: Transalvador (2018)

7.7. CARACTERIZAÇÃO DOS RADARES EM SALVADOR

Atualmente, a cidade de Salvador conta com 181 radares espalhados que tem como objetivo fiscalizar a velocidade de veículos que trafegam em vias urbanas e rodovias.

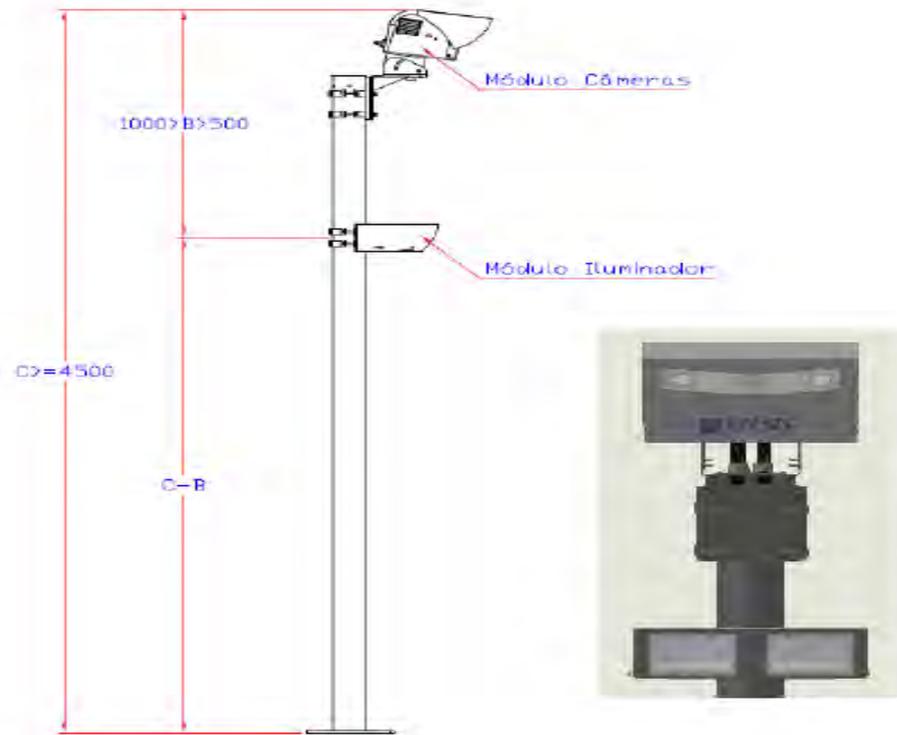
Os equipamentos utilizam um sensor do tipo laser para detecção de passagem dos veículos e cálculo da sua velocidade. Com apenas um feixe de laser é possível capturar até quatro faixas da via. O registro fotográfico dos veículos que trafegam em velocidade acima da permitida para a via monitorada é realizado por uma câmera IP eletronicamente controlada por um módulo de processamento de informações com software de operação e processamento de imagens. O equipamento comporta também módulo de conexões e módulo de energia. No período noturno ou em locais de pouca luminosidade, o sistema utiliza iluminação artificial (flash) do tipo infravermelho (não ofuscante), conforme as ilustrações nas Figuras 35, 36 e 37.

Figura 35: Radar fixo laser em poste.



Fonte: Velsis (2012)

Figura 36: Poste de Câmeras/Sensores/Iuminadores



Fonte: Velsis (2012)

Figura 37: Enquadramento ideal do veículo



Fonte: Velsis (2012)

7.8. FATORES DE EMISSÃO DOS POLUENTES

A escolha dos poluentes levou em consideração o seu potencial de danos à saúde da população, a possibilidade de obtenção do fator de emissão dos mesmos, bem como a disponibilidade dos dados de concentrações médias desses poluentes na literatura.

Para realizar a simulação na avenida, como dito anteriormente, as linhas foram adicionadas com a soma de todos os veículos representando a frota da via, sem diferenciação por categoria. Entretanto, como os diferentes veículos automotores apresentam fatores de emissão diferentes, os fatores de emissão de cada categoria utilizados na simulação (motos, pequenos, leves e grandes) precisavam representar um fator médio para as categorias na via em estudo levando em consideração o tipo de veículo, combustível processado e o ano de fabricação.

Por exemplo, a categoria dos automóveis é composta por automóveis que processam gasolina, álcool e ainda podem processar os dois (FLEX), de diferentes anos de fabricação. Um automóvel a gasolina do ano 2009 emite determinado poluente com um fator diferente de um flex do mesmo ano, ou a gasolina de um ano distinto.

Os fatores de emissões utilizados na simulação foram calculados a partir de três cenários distintos, descritos a seguir.

7.8.1. Cenário 1

No 1º cenário foram calculados fatores de emissões através de médias ponderadas a partir dos fatores apresentados em Brasil (2013). A frota foi estratificada segundo informações da frota de Salvador fornecidas por DENATRAN (2018). Com a frota estratificada e os fatores do Inventário Nacional, calculou-se um fator para cada categoria veicular como mostrado no Quadro 22

Quadro 22: Fatores de emissão por categoria veicular (g/km)

	CO	NO_x	MP
PEQUENOS	1,35E+00	1,30E-01	8,29E-04
MÉDIO	1,16E+00	5,39E-01	1,27E-02
PESADOS	7,82E-01	4,52E+00	1,62E-01
MOTOS	4,91E+00	9,08E-02	8,85E-03

Fonte: Próprio Autor (2019)

Contudo as unidades dos fatores de emissões calculados apresentavam a unidade em g/km diferente da unidade de entrada do AERMOD VIEW (g/s). Visto isso, foi realizada a conversão a partir das velocidades médias (km/h) das avenidas através da equação 21.

$$F_e \left(\frac{g}{s} \right) = (F_e^*) \left(\frac{g}{km} \right) * V_m \left(\frac{km}{h} \right) * \frac{1h}{3600s}$$

(21)

As velocidades médias das avenidas foram obtidas como uma média das velocidades de cada categoria, que foram registradas por radares, e foram adquiridas junto a Transalvador. Vale salientar que as velocidades consideradas no trabalho podem não ser representativas para as avenidas uma vez que são os radares de velocidade que computam essas informações. No Quadro 23 podemos observar os valores de velocidade média separadas por categorias, já o Quadro 24 apresenta os fatores de emissões em g/s que corresponde a todos os veículos de qualquer idade e tipo de combustível.

Quadro 23: Velocidade média por categoria veicular (km/h)

	Pequenos	Médios	Pesados	Motos
Velocidade média	58	52	50	61

Fonte: Adaptado TRANSALVADOR (2018)

Quadro 24: Fatores de emissão por categoria veicular (g/s)

	CO	NO_x	MP
Pequeno	2,16E-02	2,07E-03	1,32E-05
Médio	1,66E-02	7,72E-03	1,82E-04
Pesado	1,09E-02	6,29E-02	2,26E-03
Moto	8,31E-02	1,54E-03	1,50E-04

Fonte: Próprio Autor (2019)

Depois dos fatores de emissões calculados na unidade adequada, calculou-se um fator único para todas as categorias veiculares a partir de uma média ponderada, apresentando assim um único fator para cada poluente como mostra a Quadro 25.

Quadro 25: Fator médio para todas as categorias veiculares (g/s).

CO	NO_x	MP
2,91E-02	6,47E-03	1,91E-04

Fonte: Próprio Autor (2019).

Vale salientar que em Brasil (2013), os fatores para os anos de 2013 a 2018 utilizaram fator de emissão similar ao ano 2012 devido à indisponibilidade desses dados de emissão, uma vez que o Inventário Nacional mais atualizado apresenta fatores somente até ano de 2012.

7.8.2. Cenário 2

Para o 2º cenário (que será o objeto de estudo) foi calculado um fator ponderado referente à frota de cada avenida (informação obtida através dos radares) a partir dos fatores do Quadro 25, ou seja, cada fator obtido foi multiplicado pelo percentual de representação na avenida daquela categoria veicular, acredita-se que essa seja a melhor representação para a simulação. A média desses valores gerou um fator médio para cada avenida. No Quadro 26 podemos observar os fatores calculados para as avenidas em estudo.

Quadro 26: Fator médio de emissão dos poluentes CO, NOx e MP para localidades da cidade de Salvador (g/s).

Endereço	Poluentes		
	CO	NOx	MP
Av. Afrânio Peixoto	1,62E-02	2,01E-03	1,08E-03
Av. Anita Garibaldi	2,13E-02	2,03E-03	4,00E-04
Av. Antônio Carlos Magalhães	2,01E-02	1,96E-03	7,40E-04
Av. Barros Reis	1,74E-02	1,83E-03	7,71E-04
Av. Caminho de Areia	2,03E-02	1,98E-03	5,67E-04
Av. Dendezeiros do Bonfim	1,77E-02	2,01E-03	9,55E-04
Av. Dorival Caymmi	1,71E-02	1,90E-03	9,06E-04
Av. Eng. Oscar Pontes	2,05E-02	1,97E-03	4,87E-04
Av. Fernandes da Cunha	1,89E-02	1,92E-03	7,23E-04
Av. Jequitaia	2,01E-02	1,94E-03	4,90E-04
Av. Juracy Magalhães Júnior	2,17E-02	2,07E-03	3,70E-04
Av. Luís Eduardo Magalhães	1,78E-02	1,76E-03	5,41E-04
Av. Luís Viana	2,10E-02	2,01E-03	4,27E-04
Av. Manoel Dias da Silva	2,02E-02	1,95E-03	5,25E-04
Av. Mario Leal Ferreira	1,85E-02	1,86E-03	6,78E-04
Av. Oceânica	2,09E-02	2,01E-03	4,83E-04
Av. Octávio Mangabeira	1,99E-02	1,93E-03	5,20E-04
Av. Orlando Gomes defronte	2,17E-02	2,07E-03	3,64E-04
Av. Paulo VI	1,22E-02	4,63E-03	2,45E-03
Av. Pres. Castelo Branco	1,88E-02	1,94E-03	7,59E-04
Av. Prof. Magalhães Neto	2,10E-02	2,01E-03	4,16E-04
Av. Professor Pinto de Aguiar	2,08E-02	1,99E-03	4,76E-04
Av. São Rafael	1,96E-02	1,93E-03	5,93E-04
Av. Sete de Setembro	1,96E-02	1,94E-03	7,49E-04
Av. Vasco da Gama	2,09E-02	2,00E-03	3,99E-04
Avenida da França	1,93E-02	1,92E-03	6,53E-04
C.A.B.	2,05E-02	1,97E-03	4,86E-04
Largo da Mariquita	2,01E-02	1,97E-03	6,06E-04
Rua Cônego Pereira	2,08E-02	1,99E-03	4,11E-04
Rua Pernambuco	2,00E-02	1,97E-03	6,10E-04
Rua Silveira Martins	2,09E-02	2,01E-03	4,71E-04
BR-324	8,06E-03	2,93E-03	1,40E-03

Fonte: Próprio Autor (2019)

7.8.3. Cenário 3

Para o 3º cenário, os fatores foram obtidos a partir do inventário de emissões construído no ano de 2018 para região de Salvador que foi apresentado no item 8 deste trabalho. O cálculo foi feito dividindo a poluição quantificada no inventário pela quantidade de veículos licenciados no mês de Janeiro 2018 para cada poluente, no Quadro 27 podemos observar os fatores de emissões utilizados para todas as avenidas.

Quadro 27: Fatores de emissão calculados a partir do Inventário de emissões na região de Salvador.

CO	NOx	MP
1,86E-02	1,83E-02	4,08E-03

Fonte: Próprio Autor (2019)

De posse do fluxo médio diário e dos fatores de emissões para cada avenida, foi possível calcular a taxa de emissão para cada avenida em estudo, como verificado no Quadro 28.

Quadro 28: Taxa de emissão para as localidades estudadas.

Endereço	Taxa de emissão (g/s)		
	CO	NOx	MP
Av. Afrânio Peixoto	4,71E+02	5,82E+01	3,14E+01
Av. Anita Garibaldi	8,68E+02	8,30E+01	1,63E+01
Av. Antônio Carlos Magalhães	7,69E+02	7,48E+01	2,83E+01
Av. Barros Reis	4,60E+02	4,82E+01	2,03E+01
Av. Caminho de Areia	1,70E+02	1,65E+01	4,73E+00
Av. Dendezeiros do Bonfim	1,36E+02	1,54E+01	7,35E+00
Av. Dorival Caymmi	5,61E+02	6,24E+01	2,97E+01
Av. Eng. Oscar Pontes	3,45E+02	3,32E+01	8,22E+00
Av. Fernandes da Cunha	8,59E+01	8,74E+00	3,29E+00
Av. Jequitaia	2,95E+02	2,84E+01	7,18E+00
Av. Juracy Magalhães Júnior	9,73E+02	9,28E+01	1,66E+01
Av. Luís Eduardo Magalhães	1,05E+03	1,04E+02	3,21E+01
Av. Luís Viana - Paralela	2,07E+03	1,98E+02	4,21E+01
Av. Manoel Dias da Silva	6,02E+02	5,83E+01	1,57E+01
Av. Mario Leal Ferreira -Bonocô	1,70E+03	1,71E+02	6,23E+01
Av. Oceânica	2,76E+02	2,65E+01	6,38E+00
Av. Octávio Mangabeira	7,30E+02	7,08E+01	1,91E+01
Av. Orlando Gomes defronte	3,79E+02	3,62E+01	6,37E+00
Av. Paulo VI	1,83E+01	6,97E+00	3,70E+00
Av. Pres. Castelo Branco	6,79E+02	7,01E+01	2,74E+01
Av. Prof. Magalhães Neto	9,81E+02	9,38E+01	1,94E+01
Av. Professor Pinto de Aguiar	5,35E+02	5,15E+01	1,23E+01
Av. São Rafael	3,89E+02	3,82E+01	1,18E+01
Av. Sete de Setembro	1,77E+02	1,75E+01	6,77E+00
Av. Vasco da Gama	4,13E+02	3,95E+01	7,87E+00
Avenida da França	1,36E+02	1,35E+01	4,59E+00
C.A.B.	4,26E+02	4,10E+01	1,01E+01
Largo da Mariquita	3,01E+02	2,96E+01	9,09E+00
Rua Cônego Pereira	2,20E+02	2,10E+01	4,34E+00
Rua Pernambuco	2,09E+02	2,06E+01	6,38E+00
Rua Silveira Martins	2,25E+02	2,16E+01	5,07E+00
BR-324	6,36E+02	2,32E+02	1,11E+02

Fonte: Próprio autor (2019)

8. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção serão apresentados os resultados do inventário de emissões, sua análise de incerteza bem como o resultado das plumas de dispersão geradas pelo AERMOD VIEW.

8.1. RESULTADOS DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES NA REGIÃO DE SALVADOR.

O inventário de emissões da cidade de Salvador para o ano de 2018 indicou uma pequena redução nas emissões quando comparado com resultados do trabalho de Brandão (2017). Entretanto, quando comparados com os resultados do trabalho de Aguiar (2011), que teve como objetivo construir o inventário de emissões para os anos de 2009, 2010 e 2011, a redução do CO, NMHC e NOX foi de 94 %, 91 % e 76%, respectivamente para o ano de 2011. Esses resultados são apresentados no Quadro 29.

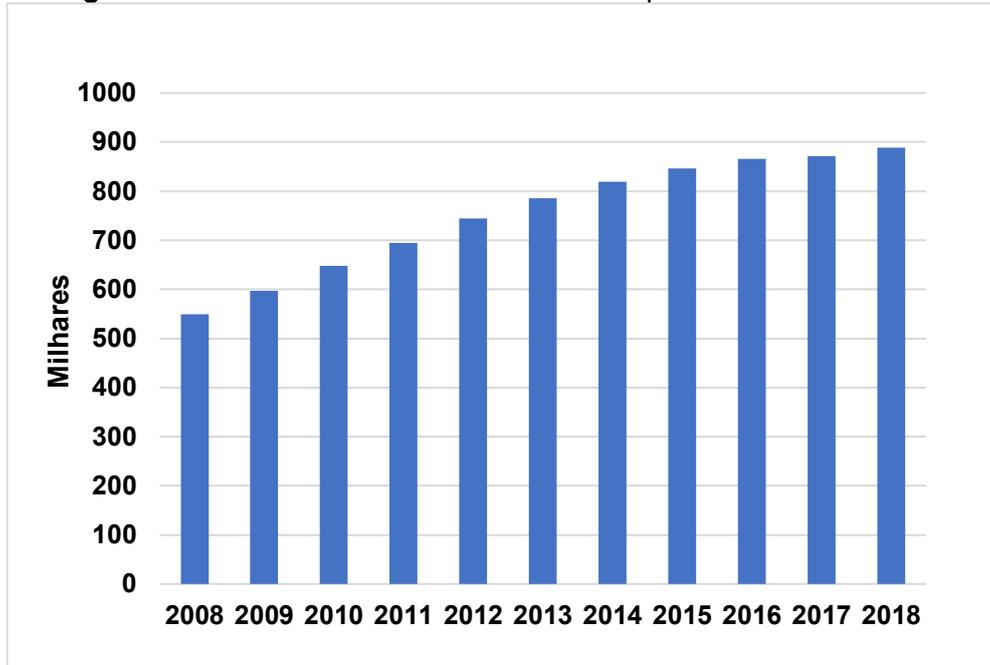
Quadro 29: Emissão de poluentes oriundos da frota veicular na cidade de Salvador (Toneladas / Ano).

	CO	NMHC	NOx	MP
2009	2,87x10 ⁵	2,40x10 ⁴	7,34x10 ⁴	2,25x10 ³
2010	2,82x10 ⁵	2,38x10 ⁴	7,58x10 ⁴	2,35x10 ³
2011	2,81x10 ⁵	2,38x10 ⁴	7,07x10 ⁴	2,41x10 ³
2017	1,76x10 ⁴	2,24x10 ³	1,71x10 ⁴	3,02x10 ³
2018	1,65x10 ⁴	2,07x10 ³	1,62x10 ⁴	2,97x10 ³

Fonte: Próprio Autor (2018).

Os resultados apresentados no quadro acima mostram que, mesmo com o expressivo aumento da frota circulante, como mostra a Figura 38, as emissões ao longo dos anos se reduziram. Tais reduções podem ser conferidas à evolução tecnológica induzida pelos programas de controle PROCONVE / PROMOT que já foram descritas no item 4.8.1

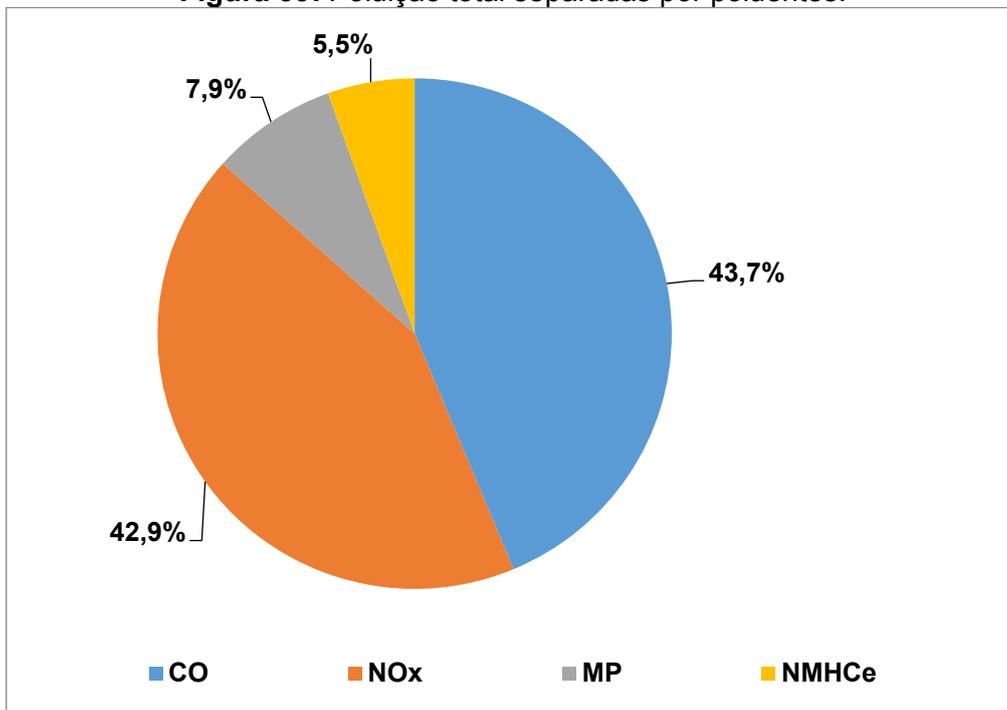
Figura 38: Aumento da frota de Salvador no período de 2008 - 2018



Fonte: Adaptado de DENATRAN (2018).

A Figura 39 mostra a emissão total de cada poluente para a cidade de Salvador. Como verificado no gráfico o CO foi o poluente mais emitido correspondendo a 43,7% da emissão total, em seguida aparece o poluente NOx com 42,9%, o MP com 7,9% e os NMHC e com 5,5%.

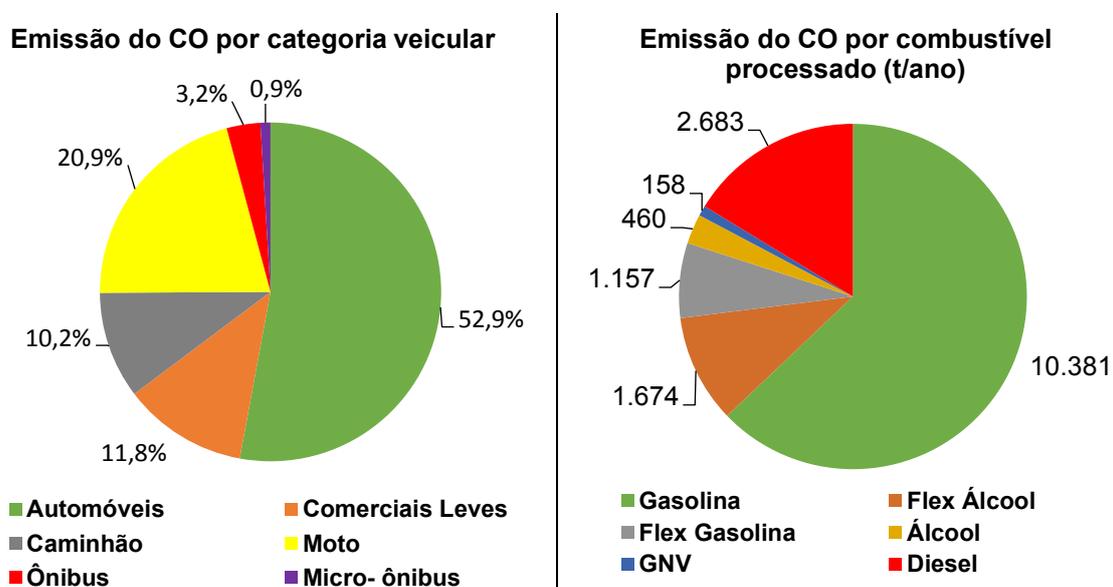
Figura 39: Poluição total separadas por poluentes.



Fonte: Próprio Autor (2018)

Na Figura 40 podemos observar a emissão do CO estratificado por categoria veicular e por combustível processado. Como verificado, os automóveis constituem a categoria que mais contribuiu para as emissões de CO, alcançando mais da metade da poluição emitida, assim como o combustível que mais contribuiu para emissão do CO foi a gasolina, o que condiz com o tipo de motor empregado nos mesmos. As motos foram a segunda classe mais representativa das emissões de CO com valores de 20,9%, já para os veículos pesados o valor foi de 14,3% e para o combustível diesel o valor foi de 2683 (t/ ano) de poluente, os outros 11,8% são referentes aos comerciais leves.

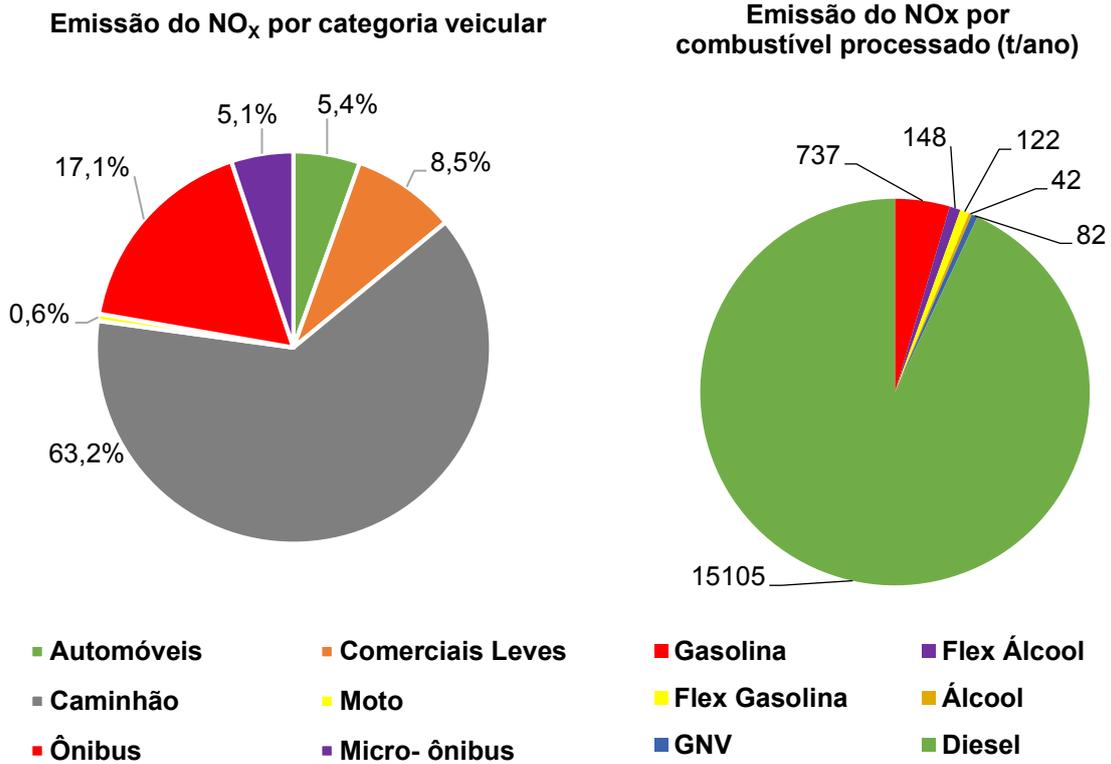
Figura 40: Emissão do CO por categoria veicular e combustível processado.



Fonte: Próprio Autor (2018)

O resultado da emissão no NOx por categoria veicular e combustível processado pode ser verificado na Figura 41. Os veículos pesados possuem as maiores contribuições, o resultado demonstrou estar em concordância com as características dos motores do tipo diesel, pois estes motores possuem altos fatores de emissão para NOx em função da combustão mais rica em oxigênio e da adição atual de biodiesel no diesel combustível, o que aumenta as emissões de NOx (ALVES, 2011).

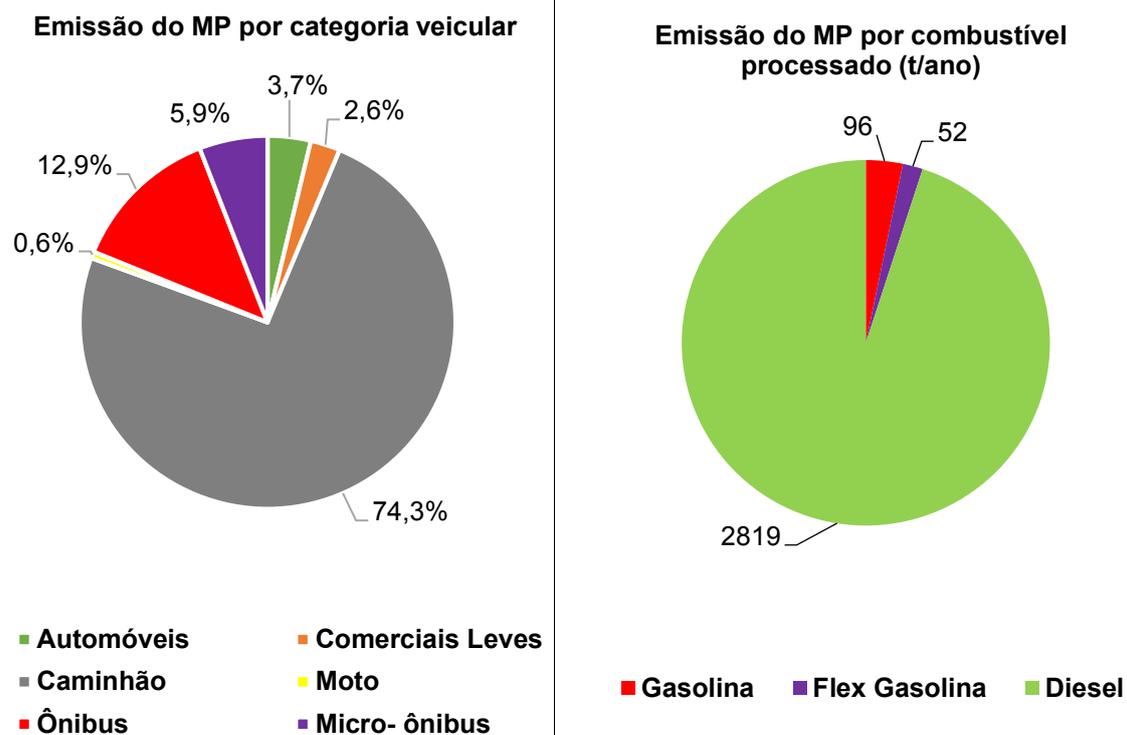
Figura 41: Emissão do NO_x por categoria veicular e combustível processado



Fonte: Próprio Autor (2018)

O resultado da emissão no MP por categoria veicular e combustível processado pode ser verificado na Figura 42. Os veículos pesados foram as categorias que mais contribuíram para a emissão do MP 74,3 % do total da emissão. Esse valor pode ser justificado devido ao valor de quilometragem média rodada uma vez que os veículos pesados rodam cerca de 5 vezes mais que os automóveis pequenos e 9 vezes mais que as motocicletas. Como os veículos pesados processam o combustível diesel logo para o poluente MP o diesel foi o que mais contribuiu para sua emissão..

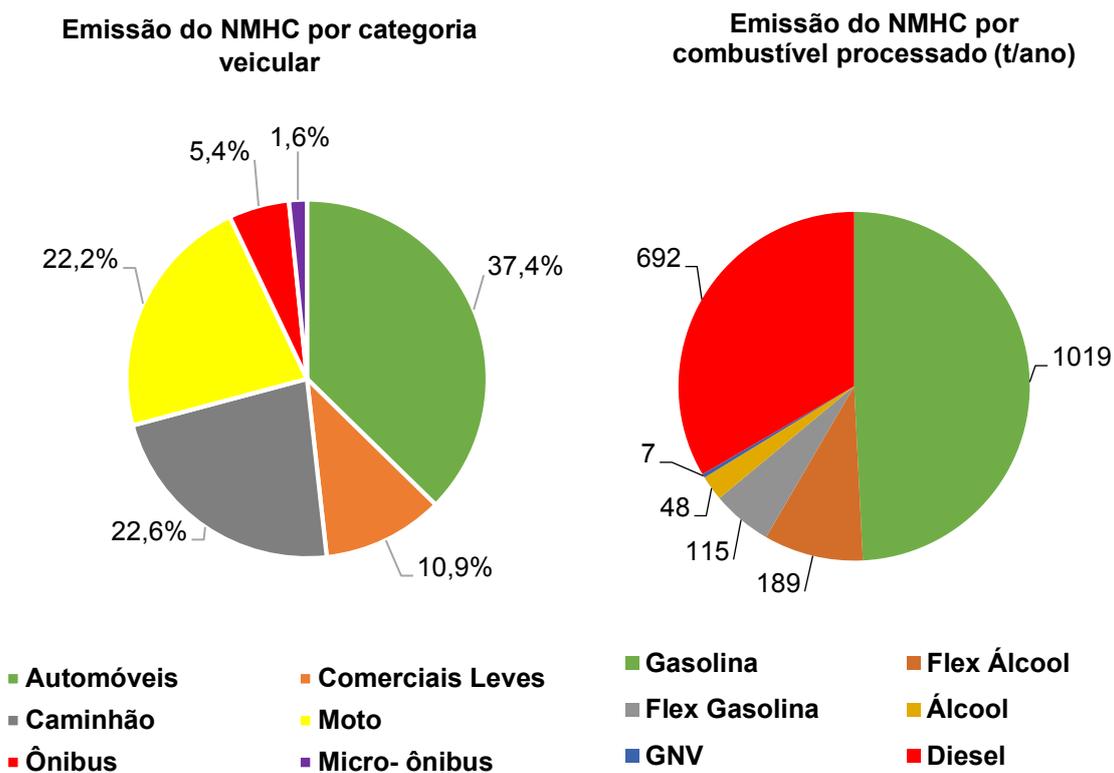
Figura 42: Emissão do MP por categoria veicular e combustível processado



Fonte: Próprio Autor (2018)

Como verificado na Figura 43, para a emissão de NMHC os automóveis contribuíram com 37,4 % na emissão tendo os maiores valores, já para os caminhões e as motos os valores foram de 22,6% e 22,4% respectivamente. Os micro-ônibus alcançaram os menores valores devido a pequena frota.

Figura 43: Participação das categorias veiculares na emissão do NMHC.



Fonte: Próprio Autor (2018)

A renovação da frota de veículos ao longo dos anos e a adoção de novas tecnologias empregadas nas suas fabricações contribuíram para chegar à redução das emissões de CO e NMHC. Dutra (2015) afirma que quanto mais novo for o veículo menor será o seu fator de emissão. Essa redução também pode ser atribuída aos programas de controle de poluição veicular como o PROCONVE e o PROMOT, que influenciaram para a redução das emissões com a utilização de catalisadores e melhorias nos sistemas dos automóveis

A redução do NOx pode ser justificada devido a renovação da frota dos veículos pesados e pelas novas tecnologias aplicadas aos combustíveis, como o ARLA-32 (Agente Redutor Líquido Automotivo), que constitui um agente químico que associado a catalisadores SCR (Redução Catalítica Seletiva) converte os óxidos de nitrogênio em nitrogênio gasoso, tendo como principal função a redução quimicamente da emissão de óxidos de nitrogênios nos gases de escape dos veículos movidos a diesel (FELTES, 2010).

Com relação ao MP, a redução nas emissões, quando comparados a 2017, pode ser justificada principalmente devido à redução da frota de ônibus e

micro-ônibus na cidade de Salvador e as fases do Proconve. Entretanto, quando comparado com as emissões de 2011, houve um aumento que pode ser justificado pelo fato de os novos inventários estarem levando em consideração outras fontes de emissão como é o caso do desgaste de pneus e de pistas, o que levou a um aumento em torno de 70% nos fatores de emissão empregados nos cálculos atuais.

Ações do governo ao longo do tempo para compreender e atuar sobre a poluição atmosférica urbana também influenciaram para a redução das emissões. Os Programas de Inspeção e Manutenção já são realidade há várias décadas em outros países, onde para um veículo circular legalmente é necessário que este seja submetido a ensaios para avaliar seus fatores de emissão e, caso esteja acima do permitido, este deve passar por posterior manutenção para voltar a trafegar (AGUIAR, 2013). Boa parte dos benefícios do PRONCOVE ainda está por vir, pois depende do sucateamento natural dos veículos e da implementação de programas de inspeção e manutenção dos veículos em uso, sendo prioritária a implantação em todo país de programas de inspeção e manutenção (BRASIL, 2013).

8.2. INCERTEZA RELATIVA DO INVENTÁRIO

A incerteza relativa é o quociente entre a incerteza absoluta e o valor mais provável da grandeza, exprimindo-se seu valor em percentagem (%). A determinação da incerteza relativa do inventário é realizada associando a incerteza individual dos parâmetros envolvidos na estimativa das emissões. O cálculo da incerteza do inventário (propagação das incertezas) deve ser realizado considerando que as incertezas são combinadas, isto é, pela adição/subtração ou pela multiplicação/divisão dos parâmetros envolvidos. As equações mostradas na Figura 44 apresentam o método de cálculo para a propagação de erros (E.E.A, 2016).

Figura 44: Métodos de cálculo para estimar incerteza relativa em inventário de emissões.

$$U_{\text{Produto}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + U_3^2 + \dots + U_n^2}$$

$$U_{\text{Soma}} = \frac{\sqrt{(U_1 \times x_1)^2 + (U_2 \times x_2)^2 + (U_3 \times x_3)^2 + \dots + (U_n \times x_n)^2}}{x_1 + x_2 + x_3 + \dots + x_n}$$

U_{Produto} = Incerteza resultante do produto de parâmetros quaisquer.

U_{Soma} = Incerteza resultante da soma de parâmetros quaisquer.

U_n = Incerteza de um parâmetro n qualquer.

x_n = Magnitude de um parâmetro n qualquer (correspondente às emissões total de cada poluente).

Fonte: EEA (2016)

Conforme dados extraídos do relatório publicado pela EEA foi possível extrair a incerteza associadas aos fatores de emissão e à quilometragem que são apresentadas como um intervalo. Assim, foram projetados dois cenários distintos para avaliação da incerteza relativa do inventário. Denominou-se de “melhor cenário” aquele em que foi utilizado o limite inferior da faixa de incerteza, enquanto no “pior cenário” foram associados às incertezas relacionadas ao limite superior da faixa de valores. O Quadro 30 apresenta a incerteza obtida.

Quadro 30: Resumo das incertezas relativas que foram empregadas no inventário.

Fonte de Incerteza	Incerteza no melhor cenário	Incerteza no pior cenário
Distância percorrida anual Média	30%	100%
Fatores de Emissão	10%	30%

Fonte: EEA (2016).

Com base nos cálculos empregados estimou-se a incerteza envolvida no inventário de emissões da região de Salvador para o ano de 2018. O Quadro 31 apresenta o resultado do inventário de emissões

associado com a incerteza (pior cenário) de cada poluente, já o Quadro 32 é apresentado o valor para o melhor cenário.

Quadro 31: Incerteza relativa das emissões dos poluentes em Salvador (pior cenário).

Poluente	CO	NOx	MP	NMHC
Emissão (toneladas)	16513,8 ± 18273,2	16235,4 ± 18528,3	2996,5 ± 3292,4,88	2070,4 ± 2213,4

Fonte: Próprio Autor (2018).

Quadro 32: Incerteza relativa das emissões dos poluentes em Salvador (melhor cenário).

Poluente	CO	NOx	MP	NMHC
Emissão (toneladas)	16513,8 ± 5196,7	16235,4 ± 5269,5	2966,5 ± 936,4	2070,4 ± 657,9

Fonte: Próprio Autor (2018)

Com os resultados podemos concluir que a incerteza no melhor cenário alcançou valores superiores a 30% para os poluentes.

Quando analisada a incerteza no pior cenário podemos verificar que a incerteza relativa calculada é superior a 100%, demonstrando o nível de significância com que a incerteza pode alcançar em um inventário de emissões. A variável de entrada que representa uma maior incerteza foi a distância percorrida como mostrado no Quadro 30, essa variável pode não ser representativa para a cidade de Salvador, pois seus valores foram extraídos de Brasil (2013), inventário nível nacional o que apresenta características de frota diferente de Salvador, bem como os fatores de emissão que podem não representar o cenário desta cidade.

Para este estudo avaliou-se apenas as incertezas relativas contidas nos fatores de emissões e nas distâncias percorridas. Outros fatores, como a frota, não foram considerados devido à ausência de dados. Entretanto ainda sim é válido a construção do inventário de emissões nas cidades mesmo com um alto valor de incerteza, o que mostra a importância de se ter dados dos fatores e quilometragem média para cada cidade – Estado e mostra a importância e a carência de estudos relacionados às incertezas contidas em inventários de emissão no Brasil.

8.3. SIMULAÇÕES DE POLUENTES NO AERMOD VIEW

Nesta seção, estão expostos e discutidos os resultados das simulações realizadas a partir da modelagem do sistema no software AERMOD VIEW. Foram geradas as plumas de dispersão para os poluentes atmosféricos, onde se identificaram as concentrações destes, permitindo a comparação com os padrões da Resolução CONAMA n. 491/2018 e avaliação frente aos valores monitorados na rede de monitoramento da região no ano de 2016.

Para as discussões dos resultados só serão consideradas as plumas geradas a partir dos fatores de emissões do 2º Cenário, pois foram os resultados que mais se aproximaram dos resultados do monitoramento realizado pela Cetrel. Os resultados obtidos para os outros cenários encontram-se em anexo neste trabalho.

Para obtenção das plumas de poluição foram realizadas pelo menos 2 simulações para cada poluente. Na primeira foi empregado um único plano cartesiano (grid) tendo como objetivo conhecer a dispersão dos poluentes na área de estudo de uma maneira geral, para verificar o comportamento dos poluentes em sua região de influência (resultados em anexo neste trabalho). Em seguida, foram adicionados novos grids nas áreas com maior pico de poluição com o intuito de fornecer maior detalhamento sobre as vias.

Para efetuar as comparações, as médias horárias monitoradas nas estações em ppm (NO₂ e CO) foram convertidas para µg/m³ utilizando as médias horárias de temperatura e pressão atmosférica medidas no mesmo horário pelas estações, segundo a equação 22.

$$\text{Concentração em } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}\right) = \frac{pM}{8,314T} \times \text{concentração em ppm}$$

(22)

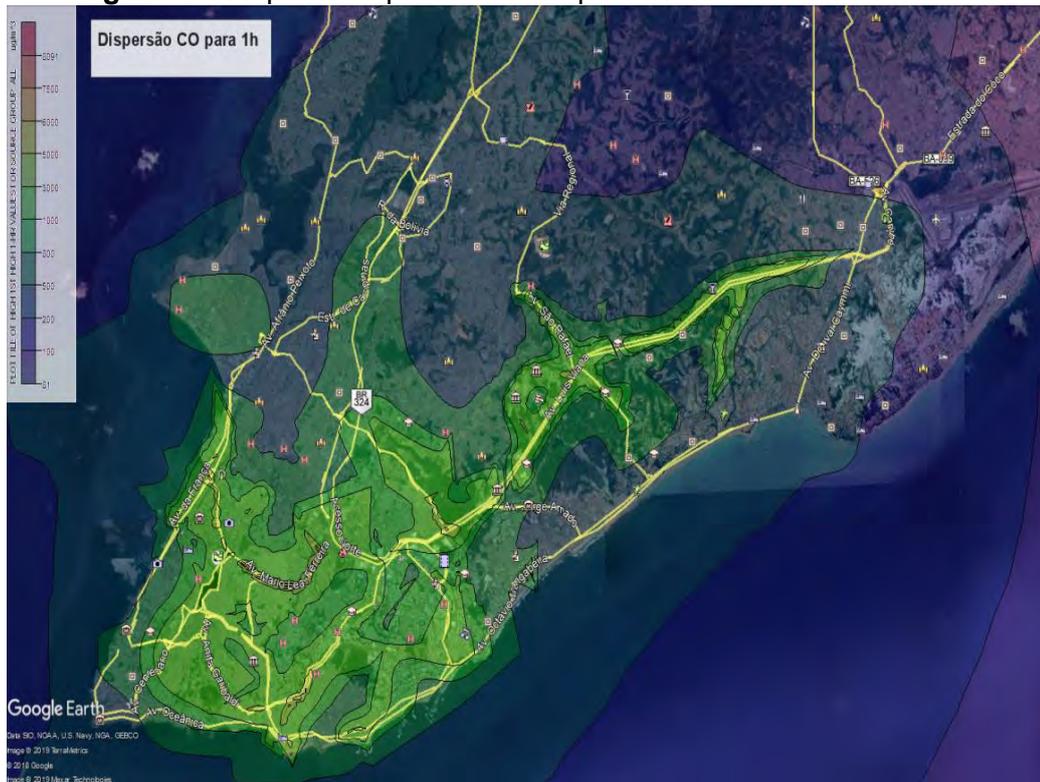
Onde:

p é a pressão atmosférica medida em Pascal;
M é a massa molar do poluente em g/mol;
T é a temperatura ambiente em Kelvin (K).

8.3.1. Monóxido de Carbono (CO)

A dispersão do gás CO foi avaliada em termos de médias de concentração para períodos de 1 hora e 8 horas de duração. Depois da realização da simulação com um plano cartesiano, realizou-se uma nova simulação inserindo novos grids em todos os trechos que apresentaram um pico de poluição o que totalizou a inserção de seis novos grids. As simulações para 1h e 8h podem ser visualizadas nas figuras 45 e 46, que apresentaram valores entre 81 a 8091 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 39 a 3935 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

Figura 45: Mapa da dispersão do CO para médias de 1 hora.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura 46: Mapa da dispersão do CO para médias de 8 horas.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Tem-se, também, nos mapas a concentração para cada receptor. Assim, é possível observar que as mais altas concentrações obtidas foram verificadas em trechos das seguintes avenidas: Engenheiro Óscar Pontes, Jequitaia, da França, Mário Leal Ferreira (Bonocô), Juracy Magalhães Júnior, Presidente Castelo Branco, Centro Administrativo da Bahia (CAB), São Rafael, Luís Eduardo Magalhães, Anita Garibaldi, Luís Viana Filho (Paralela) e Antônio Carlos Magalhães (ACM). No quadro 33 estão apresentados os valores mínimos e máximos para o poluente CO em cada receptor.

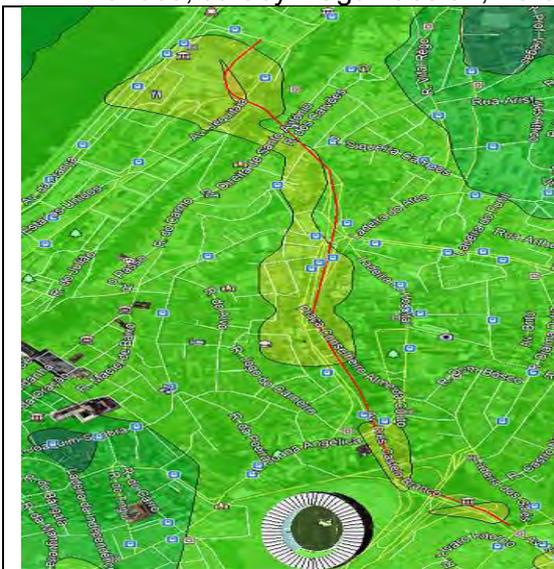
Quadro 33: Concentrações mínimas e máximas obtidas para o poluente CO nos receptores estudados.

Receptor	Localidade	Concentrações	
		1h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Túnel Américo Simas	Presidente Castelo Branco	3000 -5000	2000 -3500
Feira de São Joaquim	Engenheiro Oscar Pontes	1000 -3000	700 -1000
Hospital Naval	Avenida da França	3000 -5000	1000 -2000
Marinha do Brasil	Avenida da França	3000 -5000	2000 -3500
Instituto do cacau	Comércio	1000 -3000	1000 -2000
Rua Miguel Calmon	Comércio	1000 -3000	500 -700
Sesc do Aquidabã	Presidente Castelo Branco	3000 -5000	1000 -2000
Hospital Santa Isabel	Presidente Castelo Branco	1000 -3000	500 -700
Estação do Metrô	Avenida Bonocô	1000 -3000	1000 -2000
Hiper Bompreço	Avenida Bonocô	5000 -6000	2000 -3500
Cresauto	Avenida Bonocô	7500 -8090	3500 -3935
Fonte nova	Avenida Bonocô	1000 -3000	500 - 700
Centro Médico de Salvador	Juracy Magalhães Jr.	3000 -5000	2000 -3500
Hospital Aliança	Juracy Magalhães Jr.	1000 -3000	1000 -2000
Faculdade Universo	ACM	1000 -3000	700 -1000
Faculdade Ru Barbosa	Paralela	1000 -3000	500 -700
Ligação entre Av.Paralela e Av. Luís Eduardo Magalhães	Paralela	5000 -6000	2000 -3500
Secretaria de Agricultura e Educação	CAB	1000 -3000	700 -1000
Tribunal de Justiça	CAB	3000- 5000	1000 -2000
Hospital São Rafael	São Rafael	1000 -3000	200 - 500
Hospital Jorge Valente	Anita Garibaldi	1000 -3000	200 -500
UFBA	Anita Garibaldi	1000 -3000	700 -1000
Cardeal da Silva	Anita Garibaldi	3000 -5000	1000 -2000
IBAMA	Manoel dias da Silva	1000 -3000	1000 -2000
Faculdade Baiana de Direito	Manoel dias da Silva	1000 -3000	700 -1000
Largo da Mariquita	Rio Vermelho	1000 -5000	1000 -2000

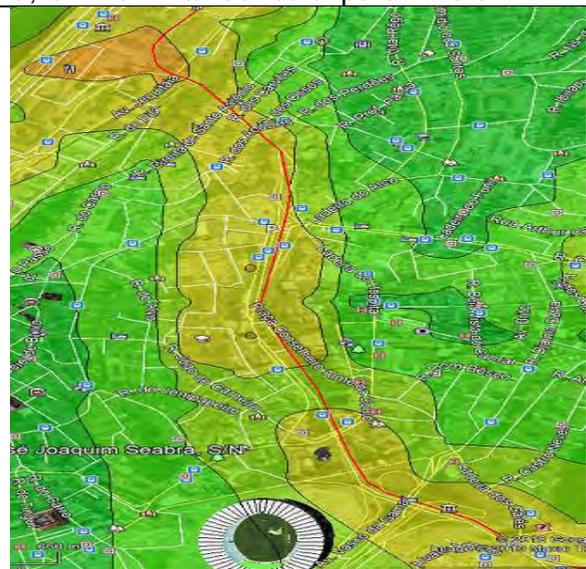
Fonte: Próprio autor (2019)

Como verificado no Quadro 33, as avenidas Presidente Castelo Branco, Av. da França, Bonocô, Juracy Magalhães Jr., Paralela, CAB e Anita Garibaldi apresentaram as maiores concentrações de CO. A dispersão ao longo das avenidas (linha vermelha) pode ser verificada no Quadro 34 para 1h e 8h.

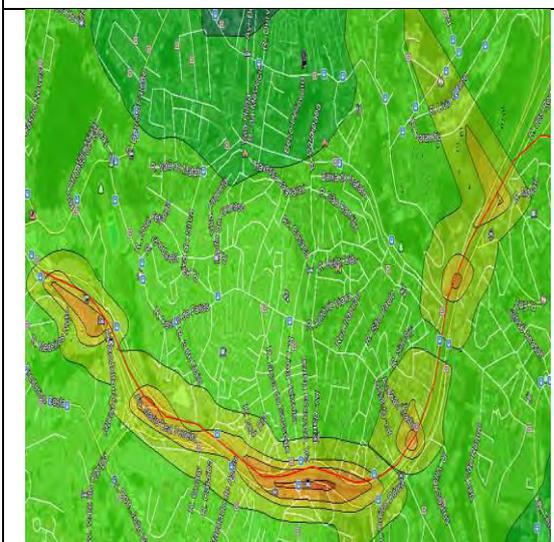
Quadro 34: Dispersão do CO nas avenidas Presidente Castelo Branco, da França, Bonocô, Juracy Magalhães Jr., Paralela, CAB e Anita Garibaldi para 1h e 8h.



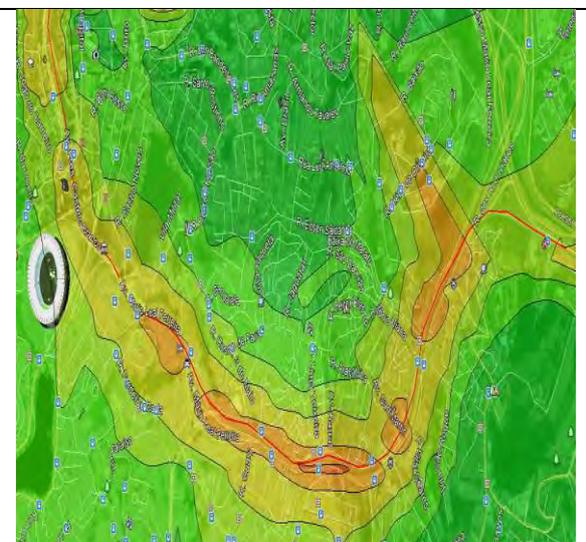
Dispersão na Avenida Presidente Castelo Branco para 1h.



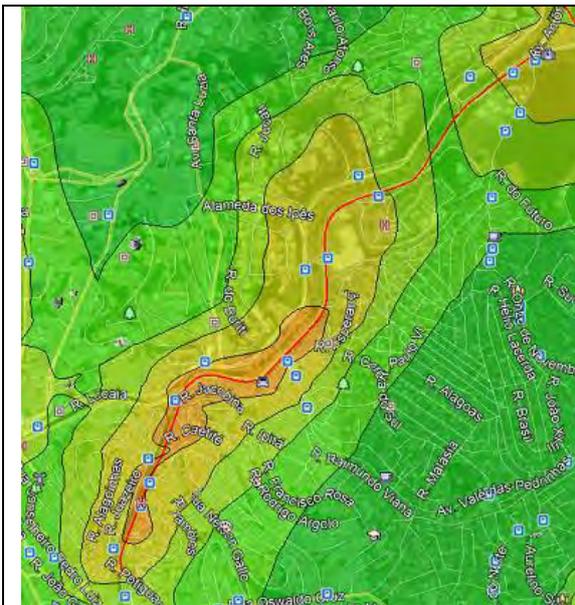
Dispersão na Avenida Presidente Castelo Branco para 8h.



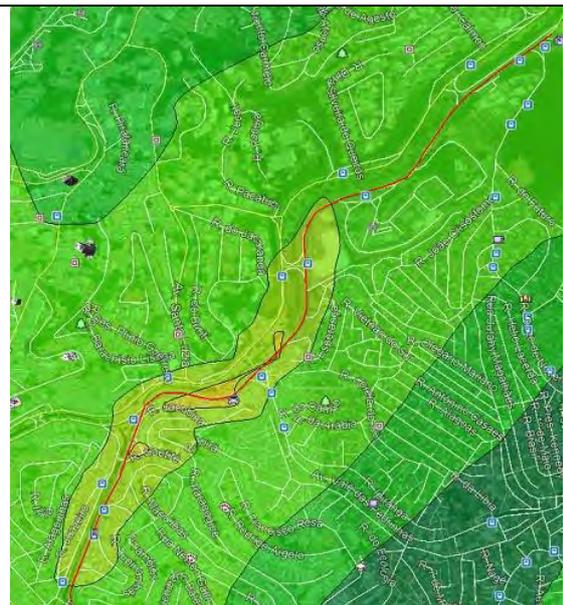
Dispersão na Av. Bonocô para 1 h.



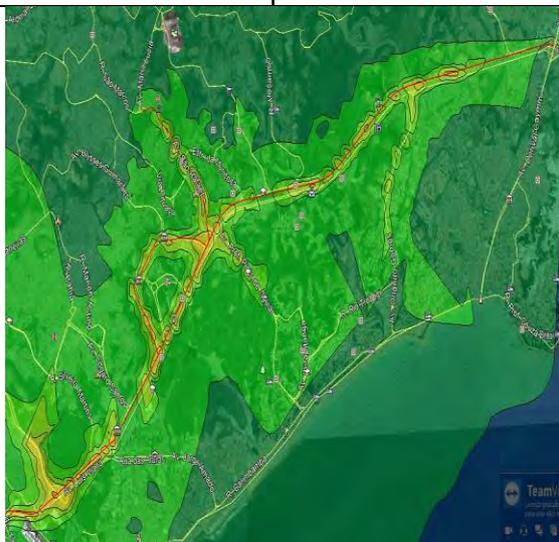
Dispersão na Av. Bonocô para 8h



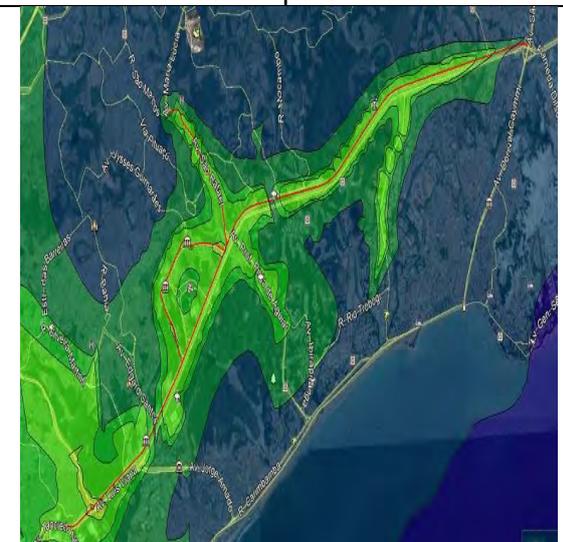
Dispersão na Avenida Juracy Magalhães Júnior para 8h



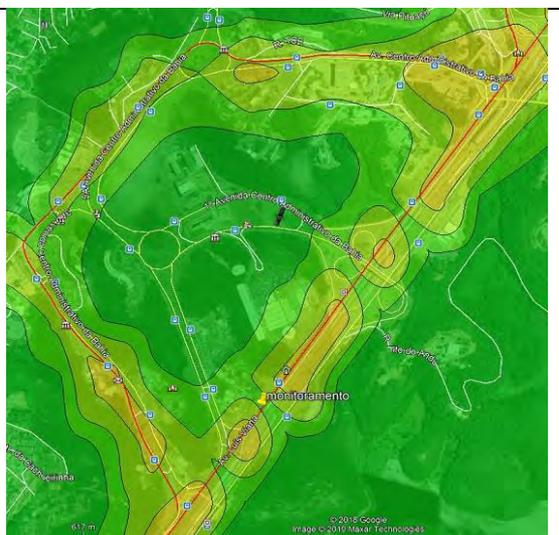
Dispersão na Avenida Juracy Magalhães Júnior para 1h



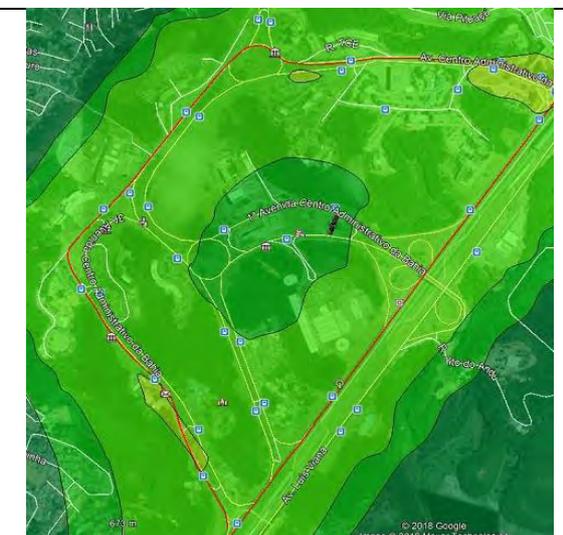
Dispersão na Avenida Paralela para 8h



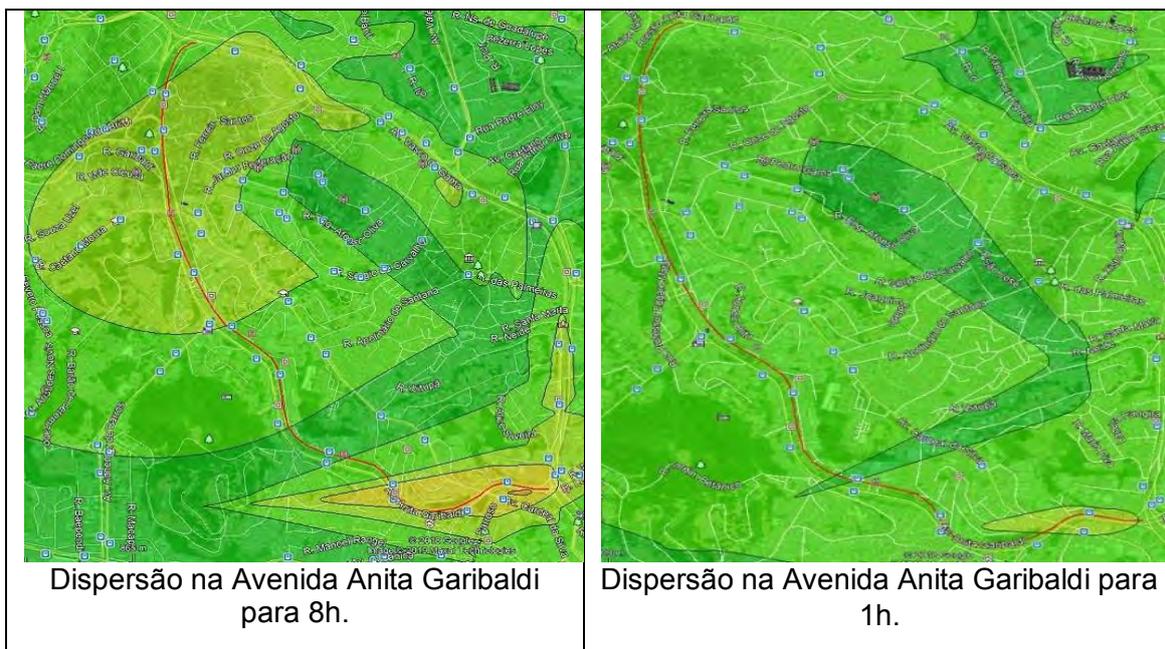
Dispersão na Avenida Paralela para 1h



Dispersão na Avenida do CAB para 8h



Dispersão na Avenida do CAB para 1h



Fonte: Próprio autor (2019)

Vale salientar que estes trechos possuem uma grande movimentação de pessoas durante o dia. Por exemplo, na região da Avenida Oscar Pontes encontra-se a feira de São Joaquim que, conforme Querino (2010) recebia na época cerca de 20 mil pessoas por dia, nas avenidas Paralela e Bonocô encontram-se as estações de metrô e que conforme a CCR trafegam nestas estações cerca de 80 mil pessoas por dia. Nas outras regiões podemos encontrar hospitais, faculdades e supermercados, o que acarreta também em um grande número de pessoas todos os dias expostas a estas concentrações de CO.

Tais níveis de concentração de CO registradas na simulação como visto no Quadro 33 podem causar impactos negativos na saúde do ser humano. O estudo realizado por Golveia (2017), na região Metropolitana de Belo Horizonte, observou que as concentrações de CO para 8h atingiram valores entre $114 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $3307 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e foram responsáveis pelas internações por doenças respiratórias entre crianças até 5 anos e adultos até os 39 anos. Ainda conforme o autor, para um aumento de 1ppm nos níveis de CO, observa-se um aumento percentual de 8 vezes nas internações por doenças respiratórias totais.

As médias de concentração para 8h foram comparadas com os limites definidos pela CONAMA 491/18, e com o PI-1 (Padrões de qualidade do ar intermediários) como mostra o Quadro 35.

Quadro 35: Comparação do Padrão Final definido pela CONAMA 491/18 com os valores de concentração máxima obtidos no AERMOD VIEW.

Máximas Concentrações para CO 8 horas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	CONAMA Padrão Final e PI-1	AERMOD VIEW
8h	10288 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3935
	9 (ppm)	3,4

Fonte: Próprio Autor (2019)

Ainda conforme o INEA (2015), as concentrações de CO entre 0 a 4,5 ppm são consideradas boas no índice da qualidade do ar; já concentrações entre 4,5 a 9 ppm são consideradas regulares e podem causar em crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas, sintomas como tosse seca e cansaço. Os valores encontrados na simulação não devem gerar riscos para a população. Assim, os valores obtidos nas simulações com o AERMOD VIEW não ultrapassaram o padrão de qualidade do ar definido pela legislação vigente em nenhuma das localidades avaliadas.

8.3.2. Óxido de Nitrogênio (NO_x)

Os óxidos de nitrogênio (NO_x , NO_2 , NO , N_2O) são formados pela reação de O_2 e N_2 presentes no ar, em quantidades variadas, e no solo sob condições de alta pressão e temperatura. Estão presentes também nas emissões gasosas de escapamentos de veículos e na geração de energia, são produzidos durante a combustão, resultantes do nitrogênio presente no ar ou no combustível. O dióxido de nitrogênio (NO_2) é emitido em pequenas quantidades na combustão juntamente com o NO , e também é formado na atmosfera pela oxidação do NO (MACEDO, 2012). A soma das concentrações destes óxidos (NO e NO_2) é geralmente chamada de NO_x .

Para o trabalho foi calculado uma razão entre o NO_2 e o NO_x a partir dos dados das redes de monitoramento fornecidos pela Cetrel no ano de 2016, a

razão calculada foi de 45%. Deste modo, adotou-se na pesquisa que 45% da concentração do NO_x correspondia a concentração de NO_2 .

A dispersão para o NO_x foi avaliada em médias de concentração para períodos de 1 hora e 1 ano. Depois da realização da simulação com um plano cartesiano, realizou-se uma nova simulação inserindo novos grids em todos os trechos que apresentaram um pico de poluição, o que totalizou a inserção de 3 novos grids. Os resultados das simulações para os períodos de 1h e 1ano podem ser visualizados nas figuras 47 e 48. Nestas, verifica-se que estas concentrações atingiram valores compreendidos entre 6,0 a $573\mu\text{g}/\text{m}^3$ e entre 0,97 a 97, $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

Figura 47: Mapa de dispersão do NO_x para 1 hora.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura 48: Mapa de dispersão do NO_x para 1 ano.



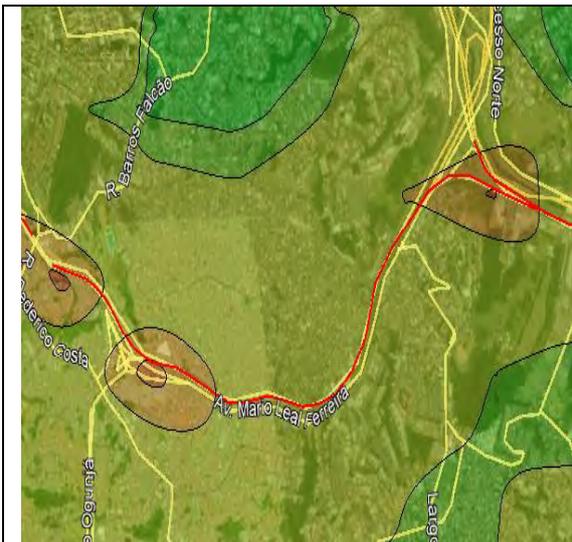
Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Com base nos mapas de dispersão gerados foi possível observar que a simulação para o NO_x obteve picos de concentração nas mesmas regiões encontradas para o CO, além de outras avenidas a saber: avenidas Eng. Oscar Pontes, Jequitaia, da França, Mário Leal Ferreira, Juracy Magalhães Júnior, Presidente Castelo Branco, Luís Eduardo Magalhães, Anita Garibaldi, Mário Leal Ferreira (Bonocô), Luís Viana Filho (Paralela), Antônio Carlos Magalhães (ACM), Vasco da Gama, Manoel Dias da Silva, São Rafael, Magalhães Neto e Barros Reis, além do Centro Administrativo da Bahia (CAB). No quadro 36 podemos observar os valores mínimos e máximos encontrados para a concentração de NO_x em cada receptor.

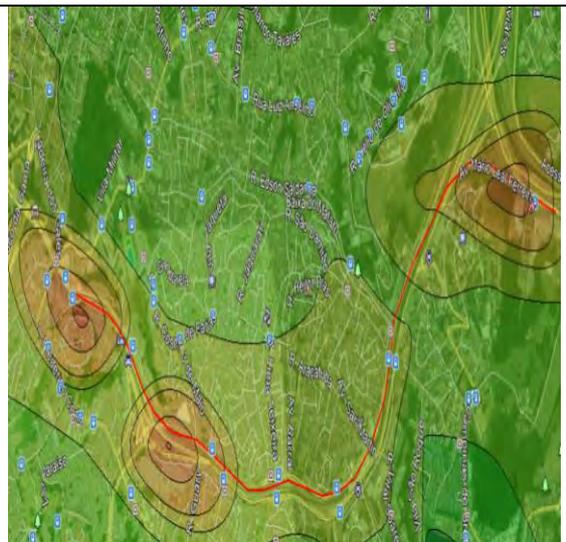
Quadro 36: Receptores para o poluente NO_x

Receptor	Localidade	Concentrações	
		1h (µg/m ³)	1 ano (µg/m ³)
Túnel Américo Simas	Av. Presidente Castelo Branco	300 - 550	50 - 90
Feira de São Joaquim	Av. Engenheiro Oscar Pontes	50 - 90	7 - 9
Hospital Naval	Av. da França	300 - 500	40 - 50
Instituto do cacau	Comércio	100 - 300	50 - 70
Sesc do Aquidabã	Av. Presidente Castelo Branco	100 - 300	10 - 20
Hospital Santa Isabel	Av. Presidente Castelo Branco	300 - 500	10 - 20
Estação do Metrô	Av. Bonocô	300 - 500	70 - 90
Hiper Bompreço	Av. Bonocô	300 - 500	50 - 70
Cresauto	Av. Bonocô	100 - 300	20 - 40
Fonte nova	Av. Bonocô	100 - 300	20 - 40
TV Aratu	Av. Vasco da Gama	100 - 300	10 - 20
Cento Médico de Salvador	Av. Juracy Magalhães	100 - 300	20 - 40
Hospital Aliança	Av. Juracy Magalhães	100 - 300	20 - 40
Faculdade Universo	Av. ACM	100 - 300	20 - 40
Hospital da Bahia	Av. Professor Magalhães Neto	100 - 300	10 - 20
Faculdade Ru Barbosa	Av. Paralela	100 - 300	20 - 40
Ligação entre avenida Paralela e Luis Eduardo	Av. Paralela	300 - 500	40 - 50
Secretaria de Agricultura e Educação	Av. CAB	300 - 500	20 - 40
Tribunal de Justiça	Av. CAB	90 - 100	9 - 10
Hospital São Rafael	Av. São Rafael	50 - 90	10 - 20
Hospital Jorge Valente	Av. Anita Garibaldi	100 - 300	20 - 40
UFBA	Av. Anita Garibaldi	100 - 300	20 - 40
Cardeal da Silva	Av. Anita Garibaldi	100 - 300	20 - 40
IBAMA	Av. Manoel Dias da Silva	100 - 300	10 - 20
Faculdade Baiana de Direito	Av. Manoel dias da Silva	100 - 300	10 - 20
Largo da Mariquita	Rio Vermelho	100 - 300	20 - 40
Supermercado Atacadão	Av. Barros Reis	100 - 300	20 - 40
Senai Cimatec	Av. Orlando Gomes	100 - 300	10 - 20
Estádio Pituauçu	Av. Pinto de Aguiar	100 - 300	20 - 40

Fonte: Próprio Autor (2019)



Dispersão na Avenida Bonocô para 1 h



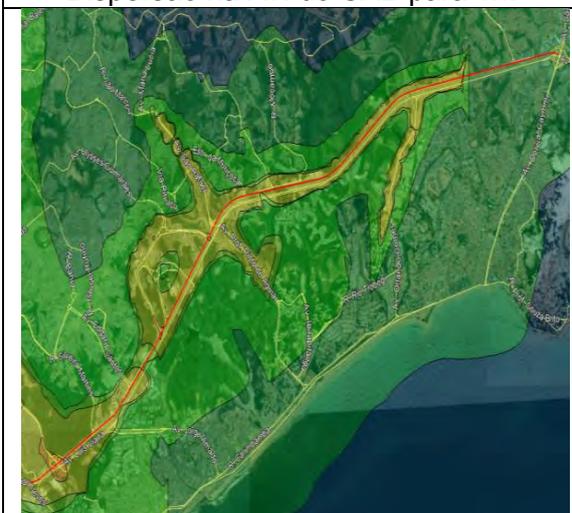
Dispersão na Avenida Bonocô para 1 ano.



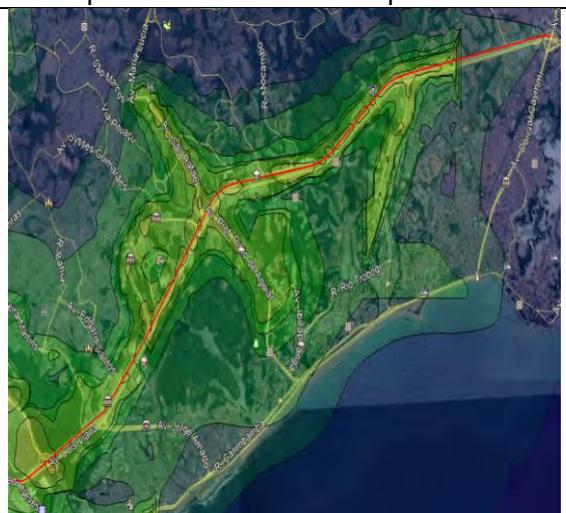
Dispersão na Av. do CAB para 1h.



Dispersão na Av. do CAB para 1ano



Dispersão na Av. Paralela para 1h.



Dispersão na Av. Paralela para 1ano.

Fonte: Adaptado de AERMODVIEW (2019).

Para avaliação do poluente serão consideradas as emissões de NO₂. O estudo realizado por Bakonyiet al. (2004) na região de Curitiba concluiu que concentrações de NO₂ entre 5,38 µg/m³ a 179,2 µg/m³ foram responsáveis pelo internamento de crianças por doenças respiratórias. Os autores ainda afirmam que esses efeitos são semelhantes aos encontrados em outras cidades do Brasil, em especial àqueles observados na cidade de São Paulo. Ainda conforme os autores, o NO₂ foi o único poluente atmosférico que não ultrapassou os limites estabelecidos da qualidade do ar, embora tenha sido correlacionado positivamente com as doenças respiratórias.

Conforme Janke (2014), o aumento de 10 µg/m³ de NO₂ aumenta em 1% a taxa de internação hospitalares de emergência para todas as doenças e sintomas respiratórios em todas as idades.

A comparação com os padrões finais da CONAMA 491/18 e o PI-1 mostrou no Quadro 38 que, quando avaliado os resultados da simulação com o PI-1, não houve violação nas concentrações para o NO₂ em ambos os períodos. Entretanto, quando avaliado o padrão final do CONAMA que são os mesmos utilizados pela OMS percebe-se que para ambos os períodos houve a violação das concentrações do NO₂. Vale salientar que os valores apresentados para o NO₂ no Quadro 38 correspondem a 45% das concentrações mínimas e máximas encontradas na simulação para NO_x.

Quadro 38: Comparação entre padrões da Resolução CONAMA 491/2018 e o PI-1 com os valores máximos obtidos pelo AERMOD VIEW.

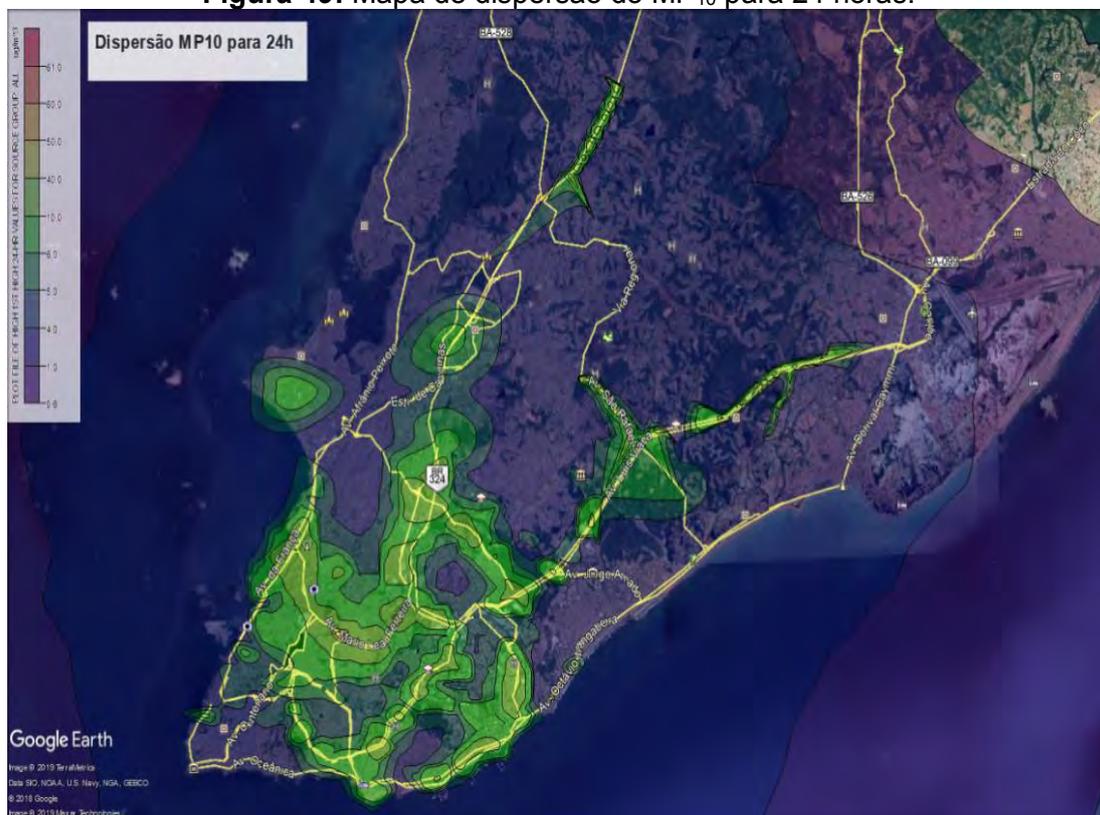
Máximas concentrações médias para NO₂ (µg/m³)			
Para 1 hora		Anual	
CONAMA Padrão Final	AERMOD VIEW	CONAMA Padrão Final	AERMOD VIEW
200	258	40	44
PI-1	AERMOD VIEW	PI-1	AERMOD VIEW
260	258	60	44

Fonte: Próprio Autor (2019)

8.3.3. Material Particulado Inalável (MP₁₀)

A dispersão para o MP₁₀ foi avaliada para médias de concentração de 24 horas e 1 ano, conforme Resolução CONAMA N. 491/2018. Após a simulação com um plano cartesiano, realizou-se uma nova simulação inserindo novos grids em todos os trechos que apresentaram um pico de poluição, o que totalizou a inserção de 4 novos grids. A simulação para períodos de 24h e 1 ano pode ser visualizada nas figuras 49 e 50, onde se observaram valores entre 0,6 a 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 0,4 a 39,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Também se realizou a simulação para 1h com o intuito de comparar com os dados monitorados pela CETREL, que será abordado no item 7.2 deste trabalho, no qual apresentou valores de concentração entre 2 a 229 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como mostrados na Figura 51.

Figura 49: Mapa de dispersão do MP₁₀ para 24 horas.



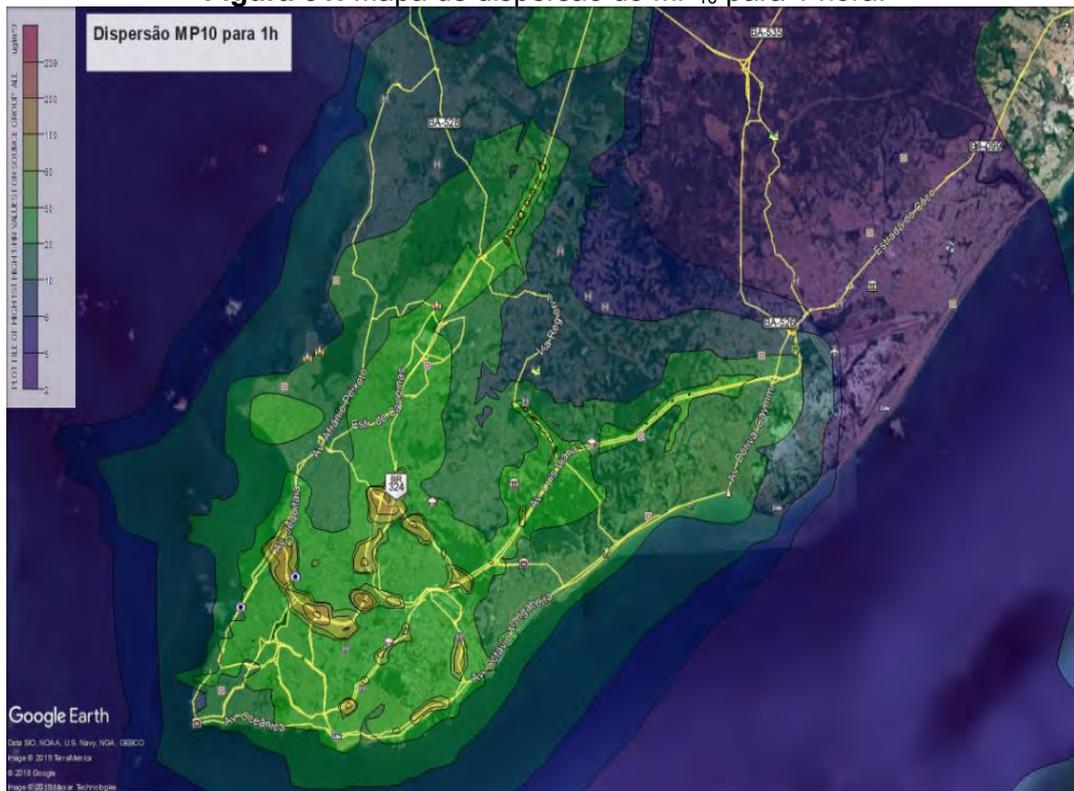
Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura 50: Mapa de dispersão do MP₁₀ para 1 ano.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura 51: Mapa de dispersão do MP₁₀ para 1 hora.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Com base nos mapas de dispersão gerados é possível observar que a simulação para o MP₁₀ obteve picos de concentração em avenidas semelhantes à dispersão do CO e NO_x, tais como as avenidas Eng. Óscar Pontes, Jequitiaia, da França, Mário Leal Ferreira (Bonocô), Juracy Magalhães Júnior, Presidente Castelo Branco, São Rafael, Luís Eduardo Magalhães, Paralela, ACM, Manoel Dias da Silva, Magalhães Neto e Barros Reis. No Quadro 39 podemos observar os valores mínimos e máximos obtidos para o poluente MP₁₀ em cada receptor.

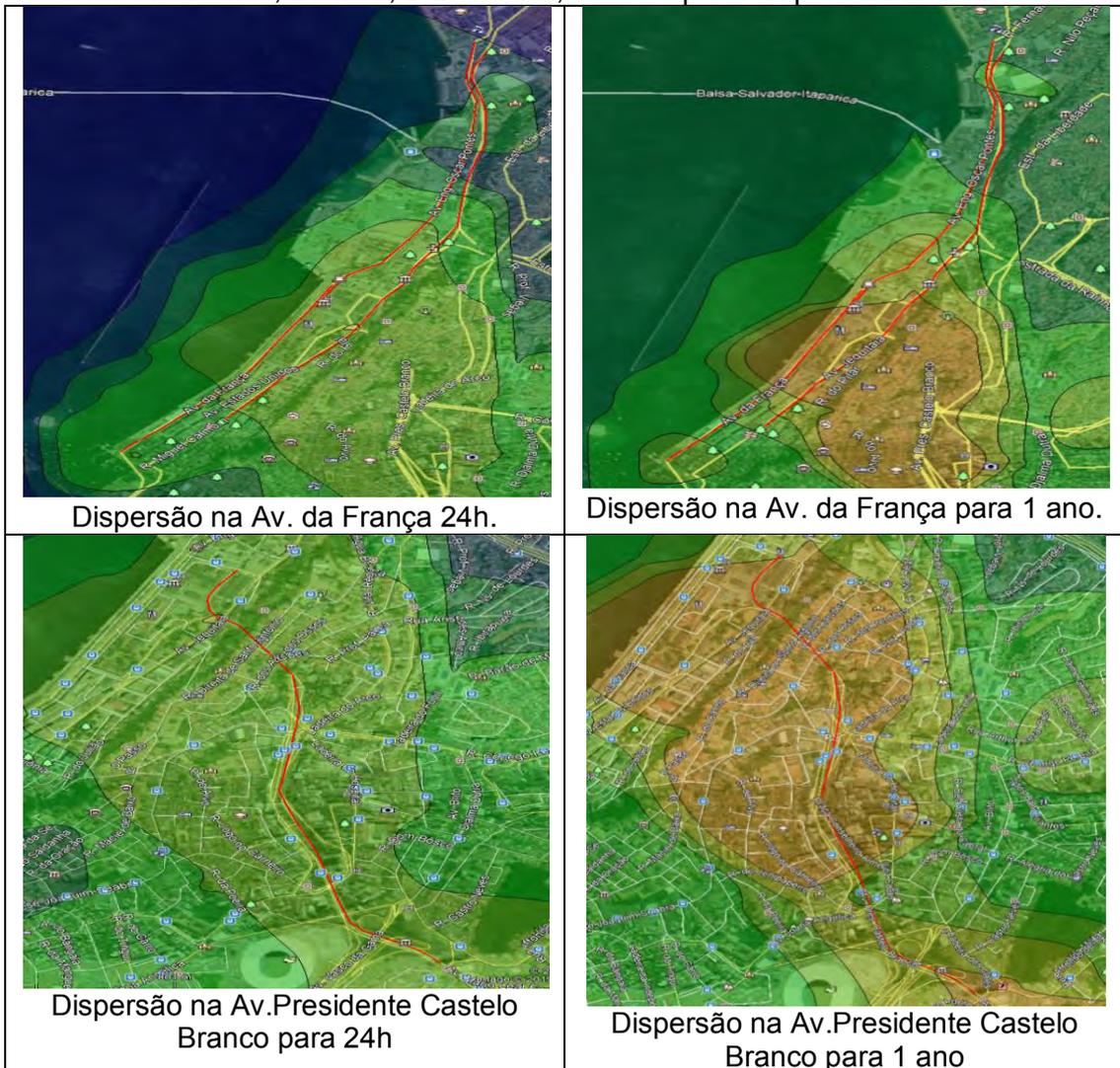
Quadro 39: Receptores para o poluente MP10

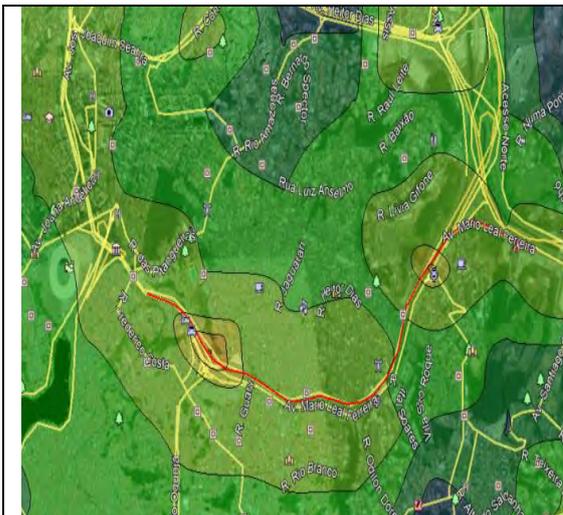
Receptor	Localidade	Concentrações	
		24h (µg/m ³)	1 ano (µg/m ³)
Túnel Américo Simas	Presidente Castelo Branco	40 - 50	20 - 40
Feira de São Joaquim	Engenheiro Oscar Pontes	5 - 6	1 - 3
Hospital Naval	Avenida da França	10 - 40	10 - 30
Instituto do Cacau	Comercio	10 - 40	7 - 10
Sesc do Aquidabã	Presidente Castelo Branco	10 - 40	10 - 30
Hospital Santa Isabel	Presidente Castelo Branco	10 - 40	10 - 30
Estação do Metrô	Bonocô	10 - 40	10 - 30
Hiper Bompreço	Bonocô	10 - 40	10 - 30
Cresauto	Bonocô	10 - 40	5 - 7
Fonte nova	Bonocô	10 - 40	6 - 10
Centro Médico de Salvador	Juracy Magalhães	6 - 10	3 - 5
Hospital Aliança	Juracy Magalhães	10 - 20	10 - 30
Faculdade Universo	ACM	6 - 10	5 - 7
Faculdade Rui Barbosa	Paralela	6 - 10	3 - 7
Ligação entre Paralela e Luís Eduardo Magalhães	Paralela	10 - 40	7 - 10
Hospital da Bahia	Magalhães Neto	10 - 40	7 - 10
Hospital São Rafael	São Rafael	6 - 10	3 - 5
IBAMA	Manoel Dias da Silva	6 - 10	3 - 5
Faculdade Baiana de Direito	Manoel Dias da Silva	6 - 10	3 - 5
Supermercado Atacadão	Barros Reis	10 - 40	10 - 30
Ligação para o Vale do Ogunjá	Bonocô	50 - 61	30 - 39
Largo do Retiro	Retiro	10 - 40	10 - 30

Fonte: Próprio Autor (2019)

Como diagnosticado no Quadro 37, as avenidas Presidente Castelo Branco, Avenida da França, Bonocô, Barros Reis, Retiro, e Paralela apresentaram os maiores picos de concentração. A dispersão ao longo das avenidas pode ser verificada no Quadro 40 para 24h e 1 ano.

Quadro 40: Mapa de Dispersão do MP para região da Avenida da França, Presidente Castelo Branco, Bonocô, Barros Reis, Retiro e paralela para 24h e 1 ano.





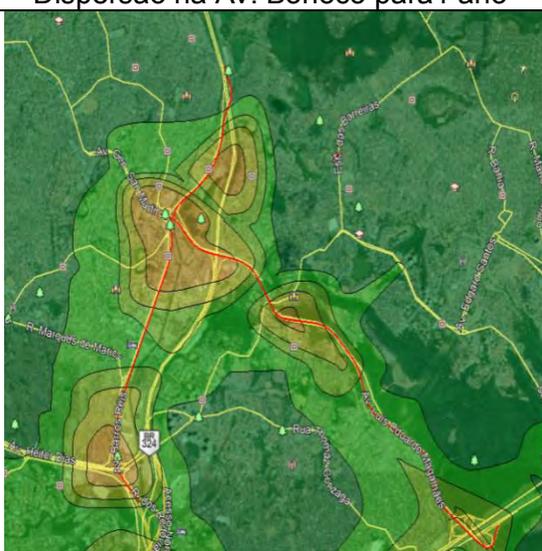
Dispersão na Av. Bonocô para 24 h



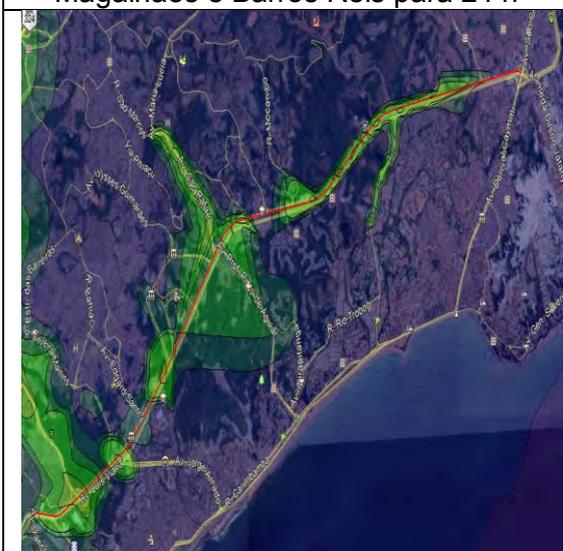
Dispersão na Av. Bonocô para 1 ano



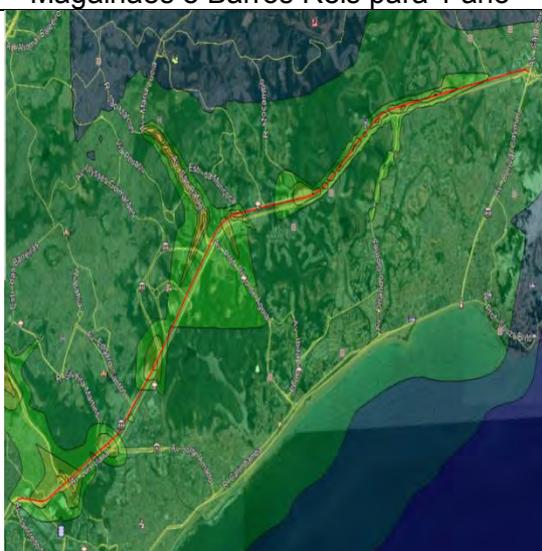
Dispersão nas Av. Luís Eduardo Magalhães e Barros Reis para 24 h



Dispersão nas Av. Luís Eduardo Magalhães e Barros Reis para 1 ano



Dispersão na Avenida Paralela para 24 h.



Dispersão na Avenida Paralela para 1 ano.

Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Conforme Golveia (2017) para um aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de PM_{10} observou-se um aumento percentual de 6% nas internações por doenças respiratórias totais. Com relação às internações por doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos, observou-se incrementos relacionados ao PM_{10} apenas em Belo Horizonte, com aumentos de 5,9 vezes nas internações por essas doenças relativos a aumentos de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de PM_{10} .

Um estudo realizado na cidade de São Paulo, avaliando 1.769 pacientes com idade acima de 40 anos entre 2001 e 2003, mostrou um aumento no número de atendimentos por doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) em associação a aumentos nas concentrações atmosféricas de MP_{10} . Um aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de MP_{10} associou-se a um aumento de 6,7% no número de atendimentos no dia da exposição. (ARBEX et al. 2008)

Nascimento et al. (2013) avaliou a associação da exposição das pessoas ao material particulado com internações por hipertensão. Foi verificado que um aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado aumenta em 13% o risco de internações por hipertensão no município de São José dos Campos (SP).

A comparação como os padrões finais da CONAMA 491/18 e com o PI-1 podem ser visualizadas no Quadro 41. Percebe-se que quando comparado com os limites da fase PI-1 os valores encontrados em simulação não ultrapassam os limites legislados com uma ressalva para o valor do anual que chegou ao limite. Entretanto quando avaliamos os limites finais do Conama que são os mesmos utilizados pela OMS, percebemos que para ambos os períodos existe uma violação nas concentrações permitidas por legislação em algumas localidades.

Quadro 41: Comparação entre padrões da Resolução CONAMA 491/2018 e valores máximos obtidos pelo AERMOD VIEW.

Máximas concentrações médias para MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Para 24 horas		Anual	
CONAMA Padrão Final	AERMOD VIEW	CONAMA Padrão Final	AERMOD VIEW
50	61	20	40
PI-1	AERMOD VIEW	PI-1	AERMOD VIEW
120	61	40	40

Fonte: Próprio Autor (2019)

O INEA (2015) afirma que as concentrações de MP_{10} entre 0 a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ são classificadas como boas segundo o índice da qualidade do ar para 24h. Já concentrações entre 50 a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ são consideradas regulares para 24h. No relatório publicado pela Cetesb (2019) também de índice da qualidade do ar, as concentrações de MP_{10} entre 0 a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podem ser classificadas como boas para 24h, já as concentrações entre 50 a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ são consideradas moderadas.

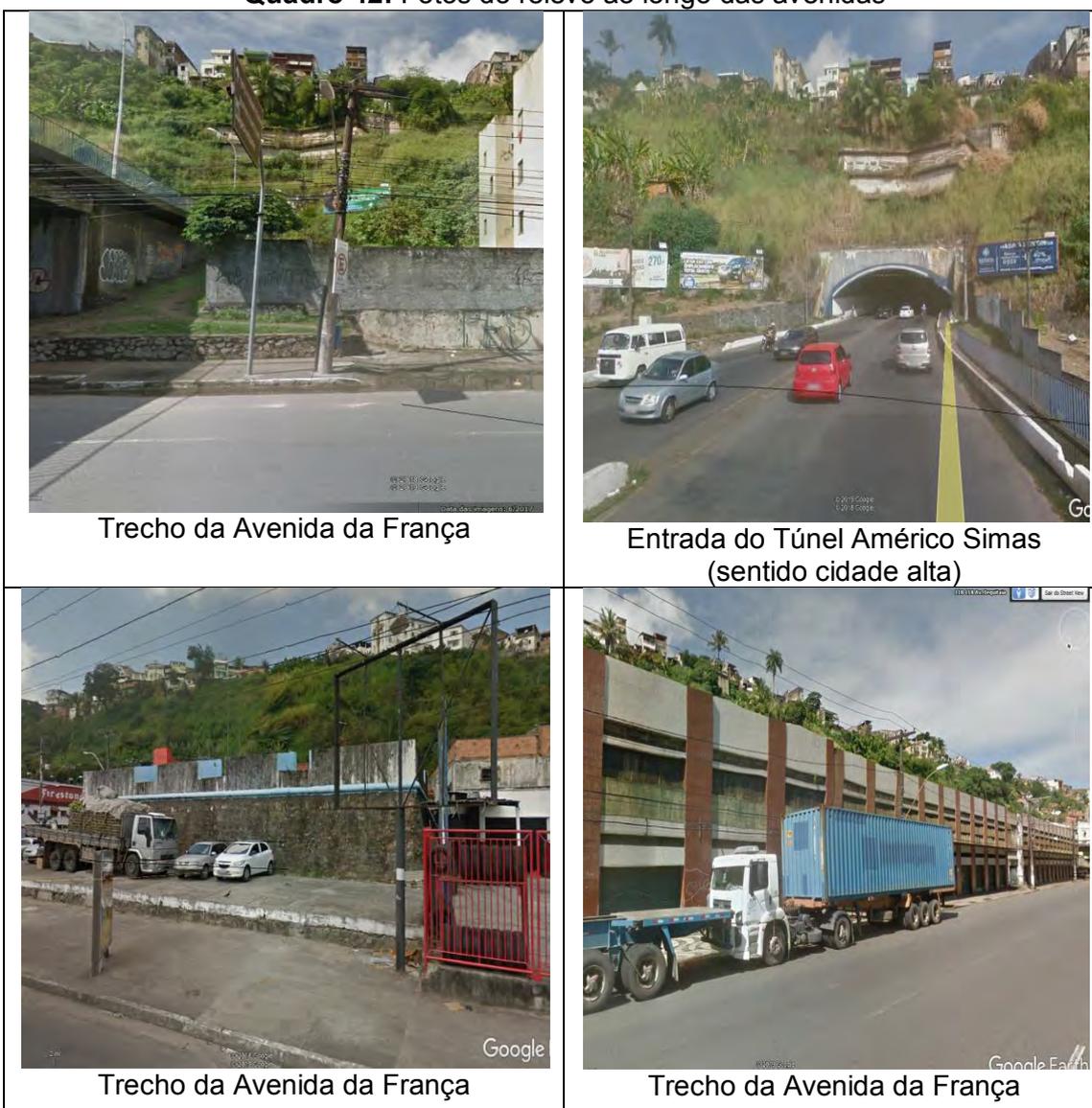
Conforme os dados da Cetesb e do Inea as concentrações encontradas de MP_{10} na maioria das avenidas simuladas permitiram classificar a qualidade do ar como “Boa” para 24h, exceto no trecho próximo à Av. Bonocô (ligação ao Vale do Ogunjá), onde a qualidade do ar esteve moderada (comparando com o Conama final). Nestes casos, esta exposição poderá causar sintomas como tosse seca e cansaço nas pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas).

Avaliando os resultados das plumas de dispersão, é possível perceber que para os poluentes avaliados os picos de concentrações foram encontrados praticamente nas mesmas avenidas.

As avenidas Engenheiro Oscar Pontes, Jequitiaia e Avenida da França, estão situadas na cidade baixa e tem como principal objetivo ligar a cidade alta da cidade baixa, deste modo estes trechos apresentam um grande fluxo de veículos ao longo do dia chegando a mais de 500 mil veículos por mês (somatória dos dois sentidos).

Os picos de concentração registrados na simulação nestas regiões podem ser justificados devido ao elevado fluxo de veículos ao longo das avenidas e principalmente pelo aspecto topográfico desta região apresentando uma altitude de 5 metros acima do nível do mar, como mostrado na Figura 32 (relevo). Conforme o Quadro 42 observa-se que esta região se encontra em um vale com o relevo acentuado ao longo de todo o trecho, o que dificulta o fluxo dos ventos especialmente, originados no Leste e no Sudeste criando assim zonas com maiores concentrações de poluentes principalmente na entrada do Túnel Américo Simas, região na qual houve violação do MP₁₀.

Quadro 42: Fotos do relevo ao longo das avenidas



Fonte: Adaptado do Google Earth (2019)

Com relação aos picos de concentração registrados nas Avenidas Presidente Castelo Branco e na Avenida Bonocô, podemos justificar principalmente devido ao grande número de veículos que trafegam durante os dias nas avenidas. Para a Avenida Presidente Castelo Branco o valor médio diário é de aproximadamente 36 mil veículos sendo que em um mês o valor ultrapassa 1 milhão de veículos. A avenida apresenta uma variação de altitude ao longo do trecho entre 30 a 70 metros do nível do mar.

Já para a Avenida Bonocô o valor médio diário é de 92 mil veículos e para um mês o valor ultrapassa 2.800.000. Em todas as simulações a região da Bonocô alcançou os valores máximos de poluição levando a concentrações de MP_{10} superiores ao limite legislado. Quando verificado a taxa de emissão de cada poluente por avenida (apresentado no Quadro 28) verificamos que a Bonocô alcança os maiores valores de taxas de emissão para todos os poluentes ficando atrás apenas da Avenida Paralela. Verifica-se também que os receptores ao longo da avenida sofrem influência do relevo. Por exemplo, a Cresauto fica situada a 30 metros do nível do mar, já a região da estação do metrô situa-se a 60 metros do nível do mar, o que possibilita uma dispersão mais efetiva nas áreas com maiores altitudes.

A Avenida Paralela é a avenida que quantifica a maior frota de veículos de Salvador. Por dia trafegam pela avenida aproximadamente 99 mil veículos o que totaliza por mês mais de 3 milhões de veículos, possui a maior taxa de emissão dos poluentes CO e NOx e a terceira para MP_{10} , o que justifica os picos de concentração ao longo da avenida. Nesta avenida também se observa uma variação na altitude de 20 a 40 metros acima do nível do mar, sendo as menores altitudes próximos dos seus receptores, principalmente na ligação com Avenida Luís Eduardo Magalhães, que tem a altitude variando entre 20 a 30 do nível do mar e encontra-se em uma região com vales nas laterais, o que dificulta a circulação dos ventos. No Quadro 43 podemos observar o trecho de ligação entre a Paralela e Luís Eduardo Magalhães.

Quadro 43: Região de ligação entre Paralela e Luís Eduardo.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019)

Na região da Avenida Luís Eduardo Magalhães, os picos de concentração podem ser justificados devido ao fluxo diário ser superior a 59 mil veículos totalizando mais de 1.800.000 por mês, e por apresentar uma grande variação com relação a sua altitude variando entre 20 a 70 metros do nível do mar. Vale salientar que as maiores concentrações na Avenida Luís Eduardo Magalhães foram encontradas próximas da ligação com Avenida Paralela, entretanto, verifica-se também a existência de vales ao longo da avenida, o que acarreta em picos de concentração ao longo do trecho. No Quadro 44 podemos verificar os vales situados na Avenida.

Quadro 44: Trecho ao longo da Avenida Luís Eduardo.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019)

As avenidas Orlando Gomes, Manoel Dias da Silva e Professor Magalhães Neto, que tiveram também uma maior variação de concentração para alguns dos três poluentes e apresentou ao longo das avenidas uma variação de altitude de 10 a 20 metros do nível do mar tendo também esses valores próximos dos seus receptores, o que pode levar a uma dificuldade de circulação dos ventos, atrapalhando assim a dispersão dos poluentes. Vale salientar também que estas avenidas apresentam uma alta taxa de emissão para os poluentes, principalmente a Avenida Professor Magalhães Neto.

Para a região da ACM e a Avenida Juracy Magalhães Jr. podemos justificar a poluição quantificada nas simulações principalmente pela quantidade de veículos que trafegam nessas avenidas, na região da ACM o valor é de 38 mil veículos por dia já para a Juracy Magalhães Jr. o valor é de aproximadamente 45 mil; ambas avenidas superam 1 milhão de veículos no mês e apresentam taxas de emissões para CO no valor de 972 g/s e 769 g/s respectivamente.

Para a Avenida Juracy Magalhães Júnior, a altitude apresenta variações entre 10 e 40 metros acima do nível no mar, na qual seus receptores se encontram no menor valor de altitude, para a Avenida ACM o valor da altitude varia entre 10 a 40 metros do nível do mar tendo seu menor valor na ligação com a Bonocô cuja região apresenta maiores valores de concentrações nas simulações. Além disso, a maior parte Avenida ACM encontra-se em uma região de vale, o que dificulta o fluxo dos ventos na região, especialmente, originados no Leste e no Sudeste.

Na região da Avenida Anita Garibaldi trafegam por dia mais de 40 mil veículos e mais de 1.200.000 veículos por mês, além de apresentar uma alta taxa emissão dos poluentes principalmente para o CO, como verificado no Quadro 28, podendo assim diagnosticar altas concentrações ao longo da avenida. Deve-se considerar também que a Avenida Anita Garibaldi apresenta uma variação de altitude entre 30 a 50 metros do nível do mar, demonstrando assim desníveis ao longo da via como verificado no Quadro 45.

Quadro 45: Trecho ao longo da Avenida Garibaldi.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019)

Foram encontrados também picos de concentração na região da Avenida Barros Reis, que pode ser justificada devido ao grande fluxo de veículos que trafegam na região com valores diários superiores a 26 mil e mensais valores que ultrapassam 800 mil veículos. Deve-se destacar também que a avenida apresenta altas taxas de emissões para todos os poluentes, e apresenta uma variação de altitude entre 10 e 40 do nível do mar tendo seus menores valores principalmente próximos dos seus receptores e na ligação com a BR-324 e Luís Eduardo Magalhães, região que apresentou nas simulações maiores picos de concentração.

Por fim foram diagnosticados também picos de concentração na região da Avenida São Rafael e CAB, ambas as avenidas apresentam um fluxo diário de aproximadamente 20 mil veículos e um fluxo mensal superior a 600 mil veículos. Na Avenida São Rafael, a altitude varia entre 30 a 80 metros acima do nível do mar, alcançando os menores valores próximos dos seus receptores. Já para a região do CAB, a altitude variou entre 30 a 70 metros do nível do mar. Os picos de concentração em ambas as avenidas foram diagnosticados nas regiões com menor altitude apresentando assim baixas velocidades de vento e dispersão da poluição mais dificultada.

Existem diferentes concentrações ao longo de algumas avenidas, onde picos de concentração, expressos pelos círculos menores, encontram-se em

regiões de depressão em relação à maior parte da via. Evidencia-se, então, a influência da altitude do terreno na dispersão das emissões, devido a uma diferença na intensidade dos ventos, ou seja, estes apresentam menor velocidade nas altitudes mais baixas.

8.4. COMPARAÇÃO COM MEDIÇÕES DA CETREL E OUTROS TRABALHOS.

Nas simulações, as médias horárias foram obtidas nos pontos onde se encontravam as estações de monitoramento com intenção de serem comparadas com os valores monitorados pela CETREL, como mostram o Quadro 46, Quadro 47 e Quadro 48.

Os Quadros apresentam os valores máximos, mínimos e a média dos valores medidos pela CETREL em cada estação, de forma a comparar com as estimativas feitas pelo AERMOD VIEW. Tem-se também o desvio padrão (SD) calculado, expressando a dispersão dos valores medidos e o intervalo para 95% de confiança (IC). Percebe-se que para o poluente CO quando avaliada a rede de monitoramento instalado na Avenida Barros Reis e Campo Grande as médias calculadas apresentam valores dentro do intervalo encontrado no AERMOD VIEW. Para o MP_{10} , as estações de monitoramento instaladas no Rio Vermelho e Paralela apresentaram valores médios dentro do intervalo encontrado pelo AERMOD VIEW. Já para o NO_2 , as estações que apresentaram valores médios dentro do intervalo encontrados pelo AERMOD VIEW foram o Campo Grande e Pirajá mostrando assim faixas de concentrações dentro do simulado no AERMOD VIEW. Para as demais estações os resultados do AERMOD VIEW foram superiores aos valores encontrados e que serão discutidas a seguir.

Quadro 46: Comparação entre valores medidos para CO nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.

ESTAÇÃO	CO concentração para 1 hora ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Valores Medidos (CETREL)					AERMOD VIEW
	Média	Máximo	Mínimo	SD	IC	
Av. ACM DETRAN	220,5	1802,3	0	224,1	216,7 - 228,1	1000-3000
Barros Reis	570,8	2304,2	0	329,4	558,9 - 581,8	500-800
Campo Grande	606,3	3182	0	447,1	593,1 - 615,9	500-800
Dique do Tororó	292,3	3387,8	0	183,1	285,1 - 296,6	1000-3000
Itaigara	286,7	1551,3	0	362,6	277,7 - 296,6	1000-3000
Paralela	247,6	1654	0	205,4	243,1 - 252,2	1000-3000
Pirajá	275,1	3342,2	0	197,8	273,6 - 285,1	500-800
Rio Vermelho	493,1	3250,9	0	502,6	479,1 - 501,9	1000-3000

Fonte: Próprio Autor (2019).

Quadro 47: Comparação entre valores medidos para MP₁₀ nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.

ESTAÇÃO	MP ₁₀ concentração para 1 hora ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Valores Medidos (CETREL)					AERMOD VIEW
	Média	Máximo	Mínimo	SD	IC	
Av. ACM DETRAN	25,8	223,6	0	19,8	25,3 - 26,2	50-60
Barros Reis	33,9	512	0	21,3	33,4 - 34,4	60-100
Campo Grande	13,3	120,9	0	10,1	12,9 - 13,8	20-50
Dique do Tororó	19,4	293,7	0	12,2	19,1 - 19,9	20-50
Itaigara	15,2	358,3	0	21,3	14,1 - 16,1	50-60
Paralela	23,1	135,6	0	13,8	18,6 - 24,6	20-50
Pirajá	18,2	103,7	0	10,1	18,1 - 18,4	20-50
Rio Vermelho	24,7	276,9	0	12,3	24,4 - 25,2	20-50

Fonte: Próprio Autor (2019)

Quadro 48: Comparação entre valores medidos para NO₂ nas estações de monitoramento ao longo da avenida e os valores do modelo.

ESTAÇÃO	NO ₂ concentração para 1 hora ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Valores Medidos (CETREL)					AERMOD VIEW
	Média	Máximo	Mínimo	SD	IC	
Av. ACM DETRAN	25,27	95,18	0	13,3	24,95 - 25,56	53 - 159
Barros Reis	29,41	308,2	0	18,54	28,99-29,82	44 - 132
Campo Grande	30,35	157,95	0	18,17	29,84-31,03	22 - 40
Dique do Tororó	16,7	114,85	0	12,02	14,48 - 17,02	47 - 141
Itaigara	13,3	156,26	0	11,05	12,80-13,85	41 - 123
Paralela	23,07	130,76	0	12,25	18,59-26,8	36 - 108
Pirajá	22,85	159,45	0	13,86	22,59-23,19	22 - 40
Rio Vermelho	32,8	110,17	0	14,24	32,42-33,12	44 - 132

Fonte: Próprio Autor (2019)

A estação Itaigara foi descontinuada no mês de março de 2016, já estação do Campo Grande foi descontinuada em setembro de 2016. Os valores considerados para o ano nestas estações utilizaram o intervalo disponível para obter a média bem como, o máximo e o mínimo.

A avaliação da concentração dos poluentes na atmosfera envolve diversos fatores, como taxa de emissão no período considerado e intensidade e direção dos ventos, além de reações complexas. Assim, observa-se a grande amplitude entre os máximos e mínimos medidos nas estações e desvio padrão (SD) das medições em relação à média com valor elevado.

O AERMOD VIEW, entretanto, constrói as curvas de dispersão utilizando o valor médio das concentrações calculadas ao longo do trecho, por esta razão, torna-se mais difícil encontrar os valores mínimos medidos nas faixas estimadas pelo software (BARBON, 2010). Uma avaliação mais abrangente dos dados, através do intervalo de confiança em torno das medições da CETREL, foi utilizada mostrando também que os intervalos encontrados no AERMOD VIEW estão fora do intervalo de confiança calculado nas estações.

Dessa forma, algumas considerações devem ser feitas a respeito da diferença entre os valores medidos e os estimados pelo AERMOD VIEW. A disponibilidade de dados foi uma dificuldade real para ajustes dos dados de entrada e geram erro entre as medições e os dados estimados. As medições da rede de monitoramento datam do ano 2016, já os dados meteorológicos utilizados para o estudo, embora sejam bastante próximos qualitativamente aos de 2018, foram do ano de 2013, enquanto os dados de frota utilizados para modelagem foram do mês de janeiro de 2018.

Conforme Barbon (2010), incertezas relacionadas com estimativas de parâmetros dos modelos, distribuição temporal e espacial, caracterização das emissões e dados meteorológicos são as principais fontes de erros nos resultados do AERMOD VIEW, levando as estimativas de concentração a valores que podem estar distantes da realidade, deve-se entender também que o AERMOD VIEW não apresenta uma avaliação de dispersão dinâmica, o que significa uma grande limitação frente ao tráfego de veículos e às condições meteorológicas ambos em constante mudança.

O fator de emissão é também um parâmetro do modelo que exerce grande influência nas concentrações previstas. Este depende de características

da frota e sua manutenção, do tipo de combustível e da sua qualidade, tipo de motor, do modo de operação do veículo, dentre outros. As taxas de emissão foram calculadas utilizando os fatores do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas Ano-Base 2013 (INEA), e este último, ao tentar representar a heterogeneidade dos veículos automotores de todo o país, pode não representar a realidade dos veículos que circulam na cidade de Salvador e, por conseguinte, das emissões geradas na cidade.

Consideradas as limitações apresentadas no parágrafo anterior, avaliando este fator, é admissível considerar que exista uma divergência entre os valores estimados e os medidos, se a (s) taxa (s) de emissão calculada (s) para os poluentes não simular (em) a emissão dos veículos na avenida, podendo afetar o estudo realizado. As estimativas de concentração do MP_{10} foram calculadas a partir do fator de emissão de emissão do MP_{comb} , ou seja, que inclui todo o grupo de materiais particulados advindos da combustão e também acrescido do fator de desgaste de pneus e pistas, o que poderia resultar em estimativas superestimadas. Entretanto, segundo o INEA, os fatores de emissão do MP_{comb} advêm de dados europeus, o que, ainda segundo o INEA, pode subestimar e não representar a emissão no Brasil (BRASIL, 2013). Para a emissão do NO_2 considerou-se 45% da emissão do NO_x , o que pode também levar a concentrações menores ou maiores com relação aos resultados monitorados pela Cetrel em Salvador.

Evidentemente, é necessário buscar as razões para as discrepâncias entre os valores estimados e medidos. Entretanto, também é necessário trazer a importância deste estudo em expor a metodologia aplicada para a modelagem da via e das emissões. Além disso, a abordagem qualitativa a respeito da poluição do ar e dispersões na região tem o potencial de apresentar o comportamento dos poluentes e os pontos de maior concentração, especialmente, em relação aos principais receptores da via. As dispersões mostraram que muitos destes receptores encontram-se imersos nas maiores plumas de concentração podendo sofrer efeitos destes poluentes caso constantemente se exponha ao entorno da região.

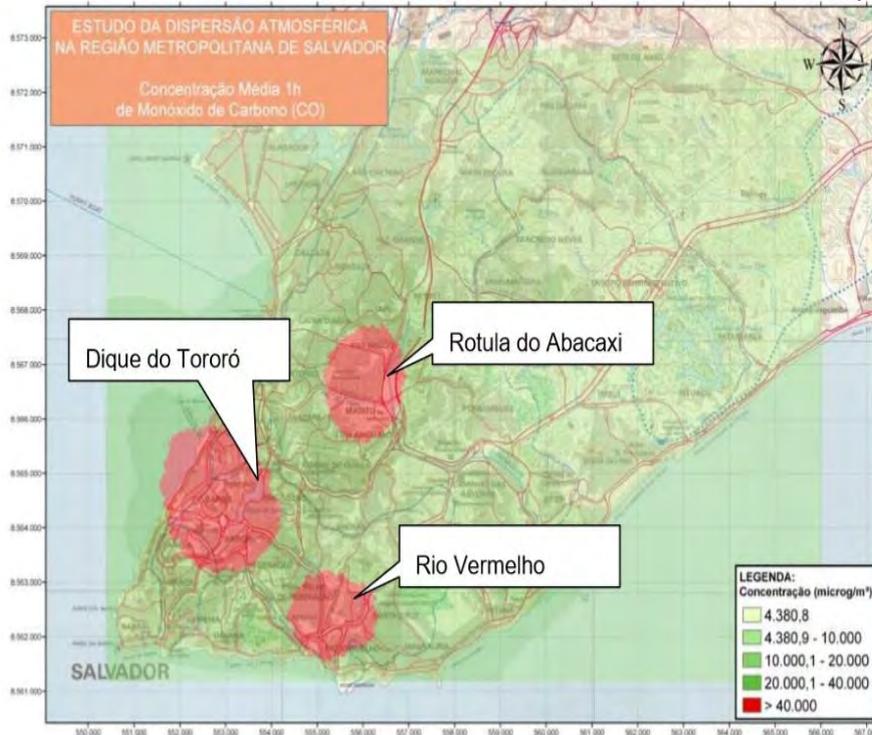
Vale salientar que para algumas avenidas as concentrações foram estimadas através de dados de fluxo da frota veicular empregando outros radares situados em avenidas próximas, o que ocorreu devido à falta de

monitoramento por parte da Transalvador. Por exemplo, regiões como Campo Grande, Pirajá, Dique do Tororó não apresentavam radares instalados, logo não foi possível contabilizar o fluxo nestas regiões, sendo assim a poluição observada nestas avenidas foram geradas pelo que foi emitido em outras vias.

Por fim, este estudo evidencia a importância da atualização dos dados de frota e fluxo para cada avenida e também mostra a importância de se obter valores de fatores de emissão por via, permitindo resultados mais atuais e assertivos para a composição de uma rede de monitoramento da qualidade do ar na cidade que trariam um acompanhamento adequado das vias pela possibilidade de avaliações contínuas e execução de políticas públicas para esse fim e incentivadas pelos resultados do monitoramento, com potencial de reduzir problemas de saúde da população.

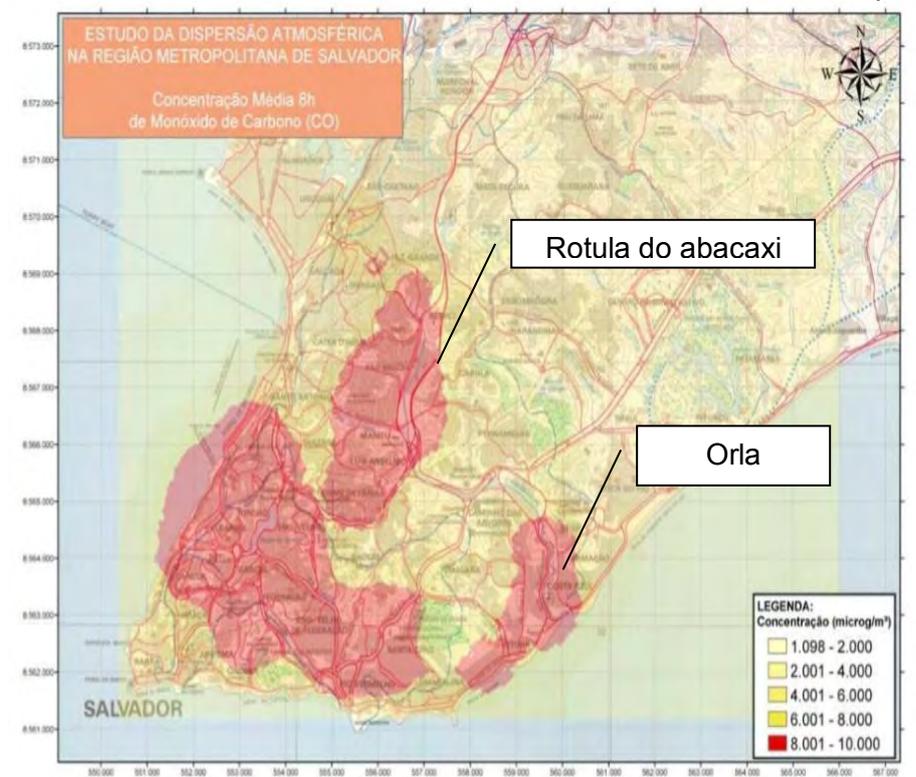
As simulações realizadas para o CO nesta pesquisa também foram comparadas com as simulações realizadas por Lyra (2008) como mostrado nas figuras 52 e 53. A pesquisa do autor teve como objetivo estabelecer uma rede de monitoramento da qualidade do ar baseada em critérios técnicos, econômicos e sociais, na região de Salvador. O autor levou em consideração para a realização do trabalho 32 avenidas e utilizou o ISC (módulo existente no AERMOD VIEW) como simulador, O ISC3 (Industrial Source Complex) é um modelo computadorizado de dispersão atmosférica utilizado para avaliar as concentrações de poluentes de uma ampla variedade de fontes associadas a um complexo industrial. Comparativamente a este modelo, o AERMOD possui a vantagem de possuir uma simulação mais rigorosa da dispersão na Camada Limite Convectiva por considerar uma parametrização contínua da dispersão e por empregar uma função de dispersão vertical bi-gaussiana, a qual considera explicitamente a influência de correntes ascendentes e descendentes de ar (VISSCHER, 2014)

Figura 52: Emissões de monóxido de carbono na cidade de Salvador para 1h.



Fonte: Lyra (2008)

Figura 53: Emissões de monóxido de carbono na cidade de Salvador para 8h.



Fonte: Lyra (2008)

Comparando os resultados, podemos perceber que houve uma redução na poluição quando comparada com a simulação realizada por Lyra (2008) nas concentrações para 1h e 8h mesmo com o aumento da frota, essa redução na emissão dos poluentes como dito anteriormente pode ser atribuída às evoluções das fases dos programas PROCONVE / PROMOT, houve também a melhoria na tecnologia de combustão, melhoria nos combustíveis, implementação de catalisadores nos motores de combustão, e a renovação da frota na cidade de Salvador que atualmente conforme os dados do DENATRAN (2018) 63% da frota apresentam menos de 10 anos.

Vale ressaltar também que a configuração de trânsito hoje em Salvador é diferente de 2008, a criação da Via expressa que possibilitou, por exemplo, que veículos de carga saiam do Porto de Salvador para a BR-324 sem passar pela Bonocô ou Rótula do Abacaxi evitando impactos em áreas como Cabula, Retiro, Cidade Baixa e Avenida ACM, além de todos os bairros que margeiam a BR-324. Houve também a inauguração do metrô em 2018, o que de certa forma favoreceu para a redução do número de veículos principalmente os ônibus nos trechos que trafegam o metrô.

Nas simulações realizadas em 2008 para o CO, é possível perceber valores de concentrações superiores a 40 mil $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 8h, o que corresponde a aproximadamente 4 vezes o padrão de qualidade do ar estabelecido pelo CONAMA.

Ambas as simulações apresentaram picos de concentração nas mesmas avenidas, por exemplo, Rio Vermelho, Bonocô, Juracy Magalhães Júnior, Barros Reis, Anita Garibaldi, Eng. Oscar Pontes, Jequitaita e Avenida da França, que podem ser justificadas devido ao intenso fluxo de veículos e questões topográficas. Verificou-se também a redução da poluição em alguns bairros de Salvador como por exemplo: Barra, Graça, Engenho Velho, Brotas, Canela, Luís Anselmo, IAPI, Pau Miúdo; localidades que não apresentaram picos de concentração em 2019.

9. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta pesquisa, realizou-se o inventário de emissões veiculares para a cidade de Salvador considerando a frota licenciada em Janeiro de 2018. Dentre os poluentes inventariados, o óxido de nitrogênio foi o poluente mais emitido pelos veículos pesados (tendo os caminhões como sua principal fonte de emissão), seguido do monóxido de carbono (CO) emitido preponderantemente pelos automóveis.

O resultado do inventário reforça a necessidade de implementação de um programa de renovação da frota por meio de ações que estimulem a renovação, especialmente promovendo a substituição dos caminhões e ônibus mais antigos para a região de Salvador. a fim de reduzir a emissão de material particulado.

Este trabalho também obteve mapas de concentração de poluentes de origem veicular para a cidade de Salvador. Frente aos resultados obtidos, o estudo encontrou resultados significativos para as concentrações de NO₂ e MP₁₀, sendo que para o poluente MP₁₀ o valor encontrado foi superior ao limite permitido pelo padrão final do CONAMA 491/2018, tanto para 24h quanto para 1 ano, já os valores encontrados para o NO₂ percebem-se uma violação quando comparado com os padrões finais do CONAMA 491/18 tanto para 1h quanto para 1 ano. Os maiores valores para ambos os períodos foram encontrados na região do Túnel Américo Simas e região da Avenida Bonocô. Vale salientar que os padrões finais do CONAMA são os mesmos padrões seguidos pela OMS e que para a região de Salvador houve violação dos mesmos.

Com relação aos valores das concentrações fora do intervalo de confiança podemos justificar a partir de que na modelagem foram utilizados dados referentes a diferentes períodos. Os dados de fluxo de veículos foram do ano de 2018 e os dados meteorológicos do ano de 2013. Como já foi apresentada, a estimação de parâmetros na modelagem do AERMOD VIEW tem grande potencial de acarretar em erros. Os resultados obtidos da modelagem, então, foram comparados com medições do ano de 2016 para se verificar a coerência destes com os valores medidos. Ademais, mesmo o AERMOD VIEW não apresentando uma avaliação de dispersão dinâmica, o

que significa uma grande limitação frente ao tráfego de veículos e às condições meteorológicas ambos em constante mudança. Os resultados alcançados mostraram-se de grande relevância frente às medições na avenida.

Como verificado os valores de concentrações encontrados na simulação foram inferiores ao encontrado por Lyra (2008) que pode ser justificado devido à evolução das fases dos programas PROCONVE/PROMOT, houve também a melhoria na tecnologia de combustão, melhoria nos combustíveis, implementação de catalisadores nos motores de combustão, a utilização de um software mais moderno com o modelo de meteorologia mais moderno e a renovação da frota na cidade de Salvador que atualmente conforme os dados do DENATRAN (2018) 63% da frota apresentam menos de 10 anos,

Para os próximos anos, serão necessárias políticas públicas que vão além do raio de ação do PROCONVE. Elas passam pela regulação das emissões de pneus/freios, melhora na qualidade da pavimentação das vias e utilização mais racional dos modais de transporte urbano, de modo a promover um aumento menos acelerado da distância anual percorrida pela frota.

É de suma importância o desenvolvimento de estudos mais aprofundados para obtenção de fatores de emissão que melhor representem a frota nacional e por Estado / cidade, especialmente quanto ao efeito do estado de conservação dos veículos, dos tipos de combustíveis e dos congestionamentos sobre as emissões.

Este trabalho visa alertar aos riscos à saúde humana relacionados com os poluentes emitidos pela frota veicular. Sabe-se que Salvador apresenta boas condições de dispersão devido à circulação constante de ventos alísios e brisas marítimas e terrestres, a instabilidade atmosférica, irradiação solar na maior parte do ano e boa distribuição de chuvas. Entretanto, existem pontos na cidade em que a topografia pode dificultar a dispersão dos poluentes e que precisam de acompanhamento e políticas públicas voltadas a este fim.

Com base nos resultados das simulações para os poluentes na região de Salvador. Compreende-se, a importância do estudo em abrir caminhos para novas avaliações do tráfego nas vias da cidade e da poluição relacionados a esta dinâmica na Região de Salvador, bem como fica evidenciado a importância do retorno ao funcionamento completo das redes de

monitoramento existentes na cidade para garantir um melhor conhecimento sobre a poluição nas principais vias de Salvador.

Fica evidenciado também que é necessária uma reavaliação no possível local de instalação das redes de monitoramento, pois conforme resultados obtidos de trabalhos anteriores existem algumas regiões, como por exemplo, as avenidas da França e Engenheiro Oscar Pontes que não receberam nenhum tipo de monitoramento.

Por fim, deve-se pensar em estabelecimentos de políticas públicas com o objetivo de propiciar a redução do potencial poluidor dos combustíveis, a redução na emissão dos veículos novos, o Controle da emissão dos veículos em uso, produção de veículos novos com menor consumo de combustível, incentivo para a renovação da frota de transporte público circulante, gerenciamento integrado da demanda de transporte público e privado. Espera-se que os resultados desta pesquisa sirvam, portanto, de parâmetro norteador para a gestão da qualidade do ar na cidade de Salvador, auxiliando no planejamento e eficácia do monitoramento da qualidade do ar na mesma.

10. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realização de um inventário das emissões atmosféricas incluindo as emissões industriais do complexo industrial de Aratu, os pequenos empreendimentos industriais da Cidade de Salvador, postos de gasolina, emissões veiculares das rodovias federais de influência, portos e aeroportos de toda a região.
- Monitorar a emissão de partículas $MP_{2,5}$, as quais em função de seu tamanho (diâmetro menor igual a $2,5 \mu m$) causam maiores danos à saúde da população. A análise desta forma de material particulado pode ajudar a esclarecer os processos que ocorrem na atmosfera da região.
- Realizar simulações utilizando um banco de dados mais amplo, preferencialmente 10 anos de dados histórico meteorológico
- Realizar uma análise de epidemiológica de toda a Região Metropolitana, cruzando estes resultados encontrados com os impactos das emissões atmosféricas. Um estudo desta natureza visa estabelecer o grau de risco que determinada comunidade está sujeita à poluição, e assim, fomentar ações de controle focado na preservação da saúde da população.
- Simular o comportamento da poluição atmosférica utilizando outros modelos, como por exemplo, o Calpuff, acoplados a modelos de previsão meteorológica como o MMS, RAMS ou ainda, modelos adaptados às condições meteorológicas do Brasil, como o BRAMS. Desta forma, será possível prever as concentrações dos poluentes atmosféricos com maior precisão, e assim antecipar ações de controle.

11. APÊNDICES

➤ **PUBLICAÇÕES REALIZADAS:**

➤ “Evolução das emissões de poluentes atmosféricos veiculares Salvador-BA-BRASIL: 2009 a 2017”. Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em Foz do Iguaçu, PR, de 18 a 20 de junho de 2018.

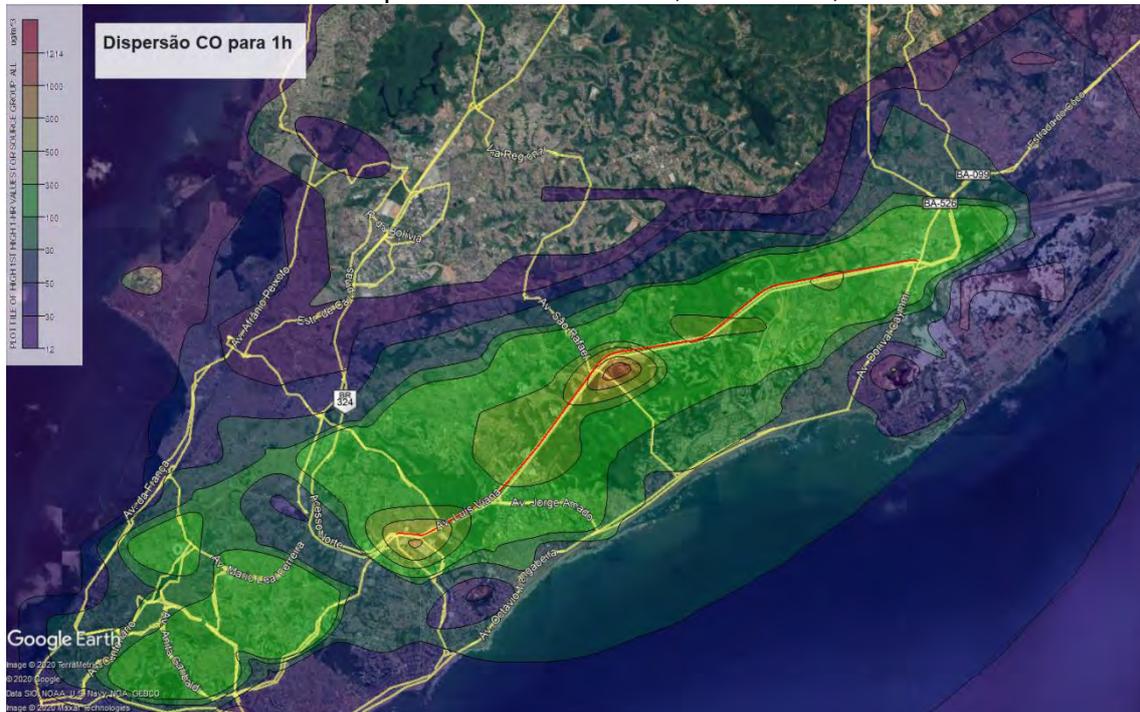
➤ “Estudo comparativo entre as metodologias para realização de inventários de emissão de gases poluentes por fontes automotoras: CETESB x Ministério do Meio Ambiente”. 30º congresso ABES 2019- Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

➤ “Estudo comparativo entre as metodologias para realização de inventários de emissão de gases poluentes por fontes automotoras: CETESB x Ministério do Meio Ambiente ” publicado no v. 6, n. 5, p,25544 -25554. Revista Brazilian Journal of Development, ISSN 2525-8761, 2019

➤ Mapas das simulações no AERMOD VIEW

Apêndice A – Simulações-teste efetuadas na Av. Paralela.

Figura A1: Mapa de dispersão do CO para 1h. Somados fluxos dos radares de ida e volta para Avenida Paralela, linha única;



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

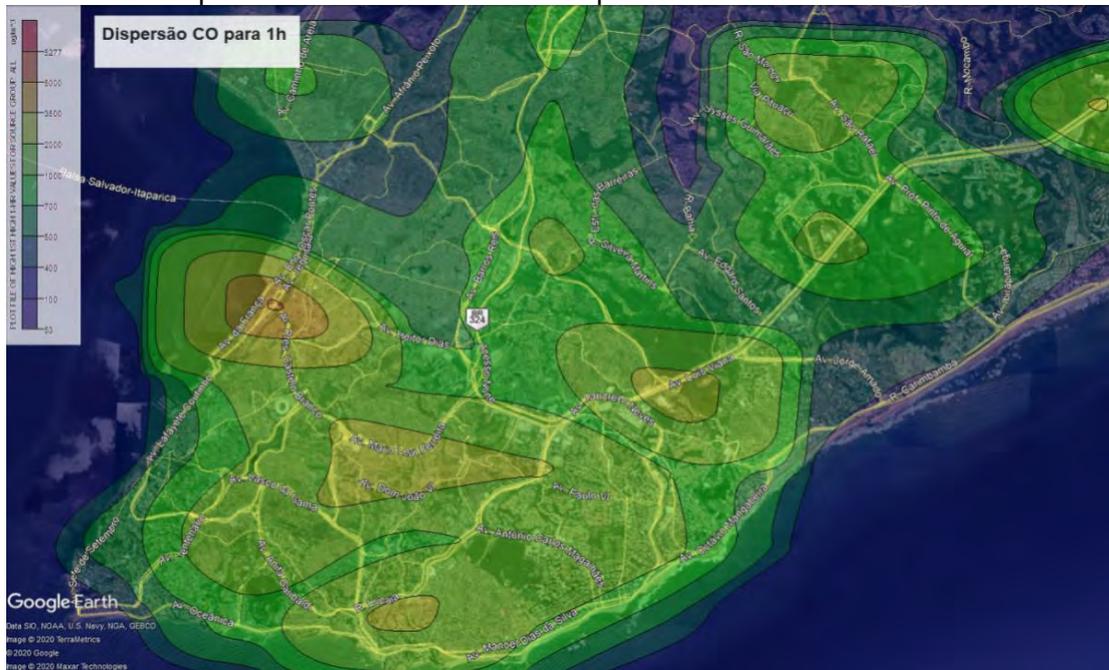
Figura A2: Mapa de dispersão do CO para 1h. Fluxo de cada radar (sentido ida e volta) para avenida paralela; 2 linhas.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

APÊNDICE B: Gráficos de dispersão de poluentes utilizando fatores de emissão calculados a partir dos cenários 1 (inventário da cidade de Salvador) e 3 (20. Inventário de emissões nacional).

Figura B1: Mapa de dispersão do CO para 1 hora utilizando fatores de emissões a partir do inventario construído para cidade de Salvador.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura B2: Mapa de dispersão do CO para 8 horas utilizando fatores de emissões a partir do inventario construído para cidade de Salvador.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura B3: Mapa de dispersão do CO para 1 hora utilizando fatores de emissões a partir do 2º Inventário Nacional De Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

Figura B4: Mapa de dispersão do CO para 8 horas utilizando fatores de emissões a partir do 2º Inventário Nacional De Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários.



Fonte: Adaptado de AERMOD VIEW (2019).

12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR FILHO, A. M., ALBUQUERQUE, E. L.: Evolução das emissões de poluentes atmosféricos veiculares na Região Metropolitana de Salvador: 2009 a 2011. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia, 2013.

AMBIMET. Monitoramento Ambiental. Dispersão Atmosférica, 2018. Disponível em: <<http://www.ambimet.com.br/segmento/dispersao-atmosferica/>>. Acesso em: janeiro 2018.

ANDRADE. M, F. et. al, Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives, Atmospheric Environment, Volume 159,2017.

ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS, 2008, Resoluções ANP, Brasil. (disponível em: http://www.anp.gov.br/petro/legis_qualidade.asp)

ARIOTTI, P. Método para aprimorar a estimativa de emissões veiculares em áreas urbanas através de modelagem híbrida em redes. 2010. 172 f. Análise Comparativa de Simuladores de Tráfego Para Estimativa de Co em Áreas Urbanas (Doutorado) a UFRGS, Porto Alegre, 2010.

ARBEX, M. A.; Santos, U. P.; Martins, L. C.; Saldiva, P. H. N.; Pereira, L. A. A.; Braga, A. L. F. Air pollution and the respiratory system. Núcleo de Estudos em Epidemiologia Ambiental, Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental, Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, (SP) Brasil 2012.

ARBEX MA, de Souza Conceição GM, Cendon SP, Arbex FF, Lopes AC, Moysés EP, et al. Urban air pollution and chronic obstructive pulmonary disease-related emergency department visits. J Epidemiol Community Health. 2009;63 (10):777-83. <http://dx.doi.org/10.1136/jech.2008.078360>

AVOLIO, E., Federico, S., Miglietta, M.M., Lo Feudo, T., Calidonna, C.R., Sempre viva, A.M., 2017. *Atmospheric Research*, v. 192, p. 58-71. doi: 10.1016/j.atmosres.2017.04.003.

BALES, M; Dias, C; SILVA, S. A evolução das emissões veiculares no estado de São Paulo: Uma nova Abordagem no Período de 2009 a 2012. São Paulo 2013.

BARBON, A. . G. J. Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com uso do modelo AERMOD. Curitiba PR: [s.n.], 2010.

BAKONYIA, S. M.; Cipriano, I. M.; Danni, O. ; Lourdes, C. M.; Alfésio, L. F. B. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. *Revista Saúde Pública* 2004. a Departamento de Geografia. Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba, PR, Brasil

BRASIL. (2014) Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários Ano base 2012 Disponível em:http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/emissoes_veiculares_182.pdf>. Acesso em 10/08/2018.

CABRAL, I. G., 2015. Estimativa da altura da camada limite atmosférica com uso de redes neurais artificiais. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

CCACYA, A. O. R. Estudo experimental da ignição por compressão de misturas homogêneas em motores a combustão interna. 2010. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Mecânica. Rio de Janeiro. 2010

CAMELO, G. R. Estimação das Emissões Originadas de Veículos Leves na Cidade de São Luís – MA. Universidade Federal de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado Santa Catarina a Florianópolis 2011

CARVALHO, D., Rocha, A., Gómez-Gesteira, M., Santos, C.S., 2014. Sensitivity of the WRF model wind simulation and wind energy production estimates to planetary boundary layer parameterizations for onshore and offshore areas in the Iberian Peninsula. *Applied Energy*, v. 135, p. 234–246.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, Relatórios de Emissões Veiculares no Estado São Paulo 2017, São Paulo - SP, Brasil. Acesso em 20/03/2018

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2017, São Paulo - SP, Brasil. Acesso em 20/04/2018

CHANG YK, Wu CC, Lee LT, Lin RS, Yu YH, Chen YC. The short-term effects of air pollution on adolescent lung function in Taiwan. *Chemosphere*. 2012;87(1):26a30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.11.048>

DAUMAS R.P, et al. A Poluição do ar e mortalidade em idosos no Município do Rio de Janeiro: análise de série temporal. *Cad Saúde Pública* 2004.

DATASUS, Departamento de informática do Sistema Único de Saúde. Relatório: *O DATASUS demonstra que na Bahia a poluição provocada por carros velhos aumenta problemas respiratórios*. Publicado em julho de 2014. Acessado em março 2018.

DENATRAN Departamento Nacional de Trânsito disponível em: (<http://www.denatran.gov.br/frota2016.htm>), acesso em 10/08/2018.

DIAS, C; BALES, M; SILVA, S. A evolução das emissões veiculares no estado de São Paulo com a inclusão das emissões de abastecimento, no período de 2006 a 2014. SIMEA 2015, São Paulo.

DRUMM, F. C. et. al. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. Revista do Centro do Ciências Naturais e Exatas, Rio Grande do Sul. V. 18 n., p. 66 a 78. Abril 2014.

DUTRA, E. G.; VALLE, R. M.; GOMES, B. C.; FIORANTE, E. F.; DUTRA, L. G. Emissão de gases poluentes por veículos leves a gasolina na atmosfera de Belo Horizonte. Disponível em www.feam.br. Acesso em: 19 set. 2019.

EMEP – European Monitoring and Evaluation Programme. EMEP / CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook.2007.

E.E.A (European Environment Agency). EmeP / Eea Air Pollutant Emission Inventory Guidebook – 2016. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-a-general-guidance-chapters/5-uncertainties-2016/view>>.

FAGGI, R. Formação de mistura ar combustível em motores de ignição por faísca a quatro tempos. Escola de Engenharia Mauá. Trabalho de Pós Graduação. São Caetano do Sul. 2012.

FERREIRA, M. S., 2005, Simulação do Transporte de Poluentes Atmosféricos na Bacia Aérea III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro Via o Modelo AERMOD, Dissertação M. Sc, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

GAUDERMAN W. J, Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, et al. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. N Engl J Med. 2004; 351 (11):1057 a 67. Erratum in: N Engl J Med. 2005; 352 (12): 1276. <http://dx.doi.org/10.1056/NEJMoa040610>

GEHRING U, et al. Traffic related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life. Am J Respir Crit Care Med. 2010; 181 (6):596 a 603. <http://dx.doi.org/10.1164/rccm.200906a0858OC>

GOUVEIA N. et al. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. Epidemiol Serv Saúde 2003; 12: 29 a 40.

GUIMARÃES, P. R. B. Estudo sobre as Relações entre as Doenças Respiratórias e a Poluição Atmosférica e Variáveis Climáticas na Cidade de Curitiba, Paraná, Brasil. Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, UFP CURITIBA 2011.

HEYWOOD, J. B. E. A. Internal combustion engine. New York: McGraw-Hill Inc., 1988.

HEALTH EFFECTS INSTITUTE (HEI). Traffic related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects. 17. ed. Boston: Health Effects Institute, 2010. 386 p.

HOLANDA, R. A. Análise das Emissões Gasosas de um Veículo Flex Funcionando com Diferentes Combustíveis. Dissertação de Mestrado. Engenharia de Petróleo da Universidade Federal do Rio Grande do Norte 2010.

IAP- Instituto Ambiental do Paraná. Relatório da qualidade do ar na Região Metropolitana de Curitiba. 2018. Disponível: <http://www.pr.gov.br/iap>
Acesso em março 2018.

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
Disponível:<http://ibama.gov.br/emissoes/veiculosautomotores/programaadeac>
ontroleadeaemissoesaveicularesaproconve.
Acesso em abril 2018

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Relatório: Indicadores de desenvolvimento sustentável. 2015
Disponível: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>
Acesso em maio 2018.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente, Relatório Anual da Qualidade do Ar do Estado do Rio de Janeiro 2017, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

INEA - Instituto Estadual do Ambiente. Relatório: Plano de controle da poluição veicular do Estado do Rio de Janeiro. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro. 2011.

INEA - Instituto Estadual do Ambiente. Relatório: Inventário de emissões de fontes veiculares: região metropolitana do Rio de Janeiro. Instituto Estadual do Ambiente (RJ), [autores: Luciana Maria Baptista Ventura; Fellipe de Oliveira Pinto]. Rio de Janeiro. 2016.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada Relatório: *Poluição veicular atmosférica* 2011. Acessado em maio 2018.

JACONDINO, G. B. Quantificação das emissões veiculares através do uso de simuladores de tráfego. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2005

JANKE K. Air pollution, avoidance behaviour and children's respiratory health: Evidence from England. *J Health Econ.* 2014 Dec; 38: 23 - 42.

KALNAY, E; Cai, M. 2003. "Impact of urbanization and land a use change on climate". *Nature* 423: 528 a 531.

KANNAN S, et al. A. Exposures to airborne particulate matter and adverse perinatal outcomes: a biologically plausible mechanistic framework for exploring potential effect modification by nutrition. *Environ Health Perspect.* 2006; 114 (11):1636 a 42.

KO, F.,et al. Temporal relationship between air pollutants and hospital admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Hong Kong. *Thorax.* 2007; 62 (9):580 a 590. [http:// dx.doi.org/10.1136/thx.2006.076166](http://dx.doi.org/10.1136/thx.2006.076166)

KÜNZLI N, et al. Traffic related air pollution correlates with adult an onset asthma among never smokers. Thorax.2009; 64(8): 664 a 700.

<http://dx.doi.org/10.1136/thx.2008.110031>

LOPES, J. L. Riscos para a saúde de trabalhadores de pavimentação com asfalto. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, São Paulo, v. 3, n. 3, p.1a10, 01 ago. 2008. Seção Interfacehs1. Disponível em: <<http://www.interfacehs.sp.senac.br>>. Acesso em: fevereiro. 2018.

LUCON, O. S. Modelo Horus – Inventário de emissões de poluentes atmosféricos pela queima de combustíveis em indústrias no Estado de São Paulo Universidade de São Paulo, 2003. 244 p. Tese (Doutorado).

LUI, A. L. Módulo de Controle de Motor de Combustão Interma Ciclo Ott Mono cilindro, baseado na arquitetura de dsPIC (microchip). 2016. Monografia (Graduação em Engenharia de Computação) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos. 2016.

LYRA, D. G. P: Modelo Integrado de gestão da qualidade do ar da região Metropolitana de Salvador. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Tese de Doutorado, 2008.

MACEDO, R. L. Qualidade do Ar em Campo Grande/MS: Estudo das Emissões por fontes móveis e sua dispersão. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2012.

MARCILIO, I.; Gouveia, N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil .Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2007

MELLIOS, G.; NTZIACHRISTOS, L. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 – Gasoline evaporation. 2013.

MEDINA, A. M, Zanobetti A, Schwartz J. The effect of ozone and PM₁₀ on hospital admissions for pneumonia and chronic obstructive pulmonary disease: a national multicity study. Am J Epidemiol. 2006; 163 (6):579 a 880. <http://dx.doi.org/10.1093/aje/kwj078>

METHA, T. et. al. Assessing the enviromental benefits of intelligent transportation systems: methodologies and applications. CTR/ University of texas at austin. 2003.

Disponível em <http://www.utexas.edu/research/ctr/pdf_reports/index.html
Acesso em março de 2018.

MINELLI C, Wei I, Sagoo G, Jarvis D, Shaheen S, Burney P. Interactive effects of antioxidant genes and air pollution on respiratory function and airway disease: a HuGE review. Am J Epidemiol. 2011;173(6):603 a 620. [Http:// dx.doi.org/10.1093/aje/kwq403](Http://dx.doi.org/10.1093/aje/kwq403)

MORAES, M.R. 2004, Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na microescala atmosférica, Tese DSc, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil

MOREIRAI, D.; TIRABASSIII, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental, Ambiente & Sociedade. Campinas, v. 7, n. 2, 2004.

NASCIMENTO, L. F. C.; FRANCISCO, J. B. Material particulado e internação hospitalar por hipertensão arterial em uma cidade brasileira de porte médio. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v.29, n.8, p.1565a71, 2013.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) Modeling mobile –source emissions Washington D.C.: National Research Council 2000

NTZIACHRISTOS, L.; BOLTER, P.EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 – Road vehicle tyre and brake wear / Road surface wear.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 update Sept 2014 – Passenger cars, light commercial trucks, heavy duty vehicles including buses and motor cycles. 2014.

OECD – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
Relatório: The increased cost of air pollution in Africa calls for urgent mitigation action, says new. Development Centre study. Publicado em 17 de outubro de 2016. Disponível: <http://www.oecd.org/dev/emea/airapollutionafrica.htm>
Acesso em março 2018.

OECD – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
Relatório: Air pollution to cause 6 a 9 million premature death and cost 1% GDP by 2060. Publicado em 09 de junho de 2016. Disponível: <http://www.oecd.org/env/airapollutiontoacause6a9millionaprematuredeathsandacost1agdpaby2060.htm>
Acesso em março 2018.

OMS, Organização Mundial da Saúde 2018, Relatório: 9-em cada 10 Pessoas em todo o Mundo Respiram ar Poluído.
Disponível: <https://www.who.int/news/item/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action>
Acesso em março 2018.

ORTIZ Durán EY, Rojas Roa NY. Estimación de los beneficios económicos en salud asociados a la reducción de PM₁₀ en Bogotá. Ver Salud pública. 2013; 15(1): 90 a 102.

PIRES, DILSON OJEDA Inventário de Emissões Atmosféricas de Fontes Estacionárias e sua Contribuição para a poluição do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. 2005. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. 188 p. Dissertação (Mestrado).

POLOSA. R, SALVI. S, Particulate air pollution from motor vehicles: a putative proallergic hazard Can Respir. 1999; 6(5):2 a 7

Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, jun. 1990.

RIBEIRO, M. D. Modelagem de motor de combustão interna e simulação do processo de queima de combustível. Universidade Estadual Paulista. Guaratinguetá, São Paulo. 2013

RIBAS, F.W. et. al, Influência do combustível (diesel e biodiesel) e das características da frota de veículos do transporte coletivo de Curitiba, Paraná, nas emissões de NOx. Eng Sanit Ambient v.21 n.3 setembro- 2016 | 437 a 445
Stangroom, P. (2004); “CFD Modelling of Wind Flow Over Terrain”; Thesis submitted to The University of Nottingham for the degree of Doctor of Philosophy.

ROCHA, L. A. B. Efeito estufa – aquecimento global. Disponível em: <<http://outorga.com.br/pdf/Artigo%20171%20a%20Aquecimento%20global%20I.pdf>>. Acesso em: marco. 2018.

SALVADOR, N; Reis, N.C; Santos, J.M; Albuquerque, T.T.A; Loriato, A.G.; Delbarre, H.; Augustin, P.; Sokolov, A.; Moreira, D.M., 2016. Evaluation of weather research and forecasting model parameterizations under sea-breeze conditions in a North Sea coastal environment. Journal of Meteorologic al Research, v. 30, p. 998-1018.

SANTOS, D. F: Estudo dos compostos BTEX na atmosfera da cidade de Salvador utilizando amostragem passiva. Universidade Federal da Bahia dissertação mestrado, 2015.

SILVA, E. M. M. et. al. Motores de Combustão Interna. Mestrado Integrado em Engenharia Mecânica, Relatório Projeto FEUP Turma 1. Faculdade de Engenharia Universidade do Porto Portugal 2015.

SOARES, M. S. Avaliação do Sistema de Modelagem CALPUFF aplicado ao dióxido de enxofre para as Bacias Aéreas I, II e III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. 2010. 107 f. Monografia (Graduação em Meteorologia) a Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2010

SURUSSAVADEE, C., 2017. Evaluation of WRF near-surface wind simulations in Tropics employing different planetary boundary layer schemes. The 8th International Renewable Energy Congress (IREC 2017).

SZWQRC, A; FARAH, E.L.; BRANCO, G.M.; BRANCO, F.C. Redução da Emissão Evaporativa do Veículo em Movimento e no Reabastecimento de Combustível. XXII Simpósio Internacional de Engenharia Automotiva, São Paulo, volume 1, número 2, 2014.

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, Vol. 31, No. 2, p.244 a 248, 2008.

TILLMANN, C. A. C. Motores de Combustão Interna e seus Sistemas. Instituto Federal de Ciência e Tecnologia a Santa Maria. Pelotas Rio Grande do Sul 2013.

TOLEDO G. I. F. M., NARDOCCI A. C. Poluição veicular e saúde da população: uma revisão sobre o município de São Paulo (SP) Brasil. Rev Bras Epidemiol 2011; 14(3): 445 a 454.

UEDA, A. C: Estudo de Compostos Orgânicos Voláteis na Atmosfera da Região Metropolitana de Campinas. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Tese de Doutorado, 2010.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Health environmental, and climate impacts. Air Pollution. 2010.

Disponível em: <<http://www.epa.gov/airtrends/2010/report/airpollution.pdf>>. Acesso em: março. 2018.

USEPA. United States Environmental Protection Agency, 1995, AP-42 - Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Appendix H - Highway Mobile Source Emission Factors Tables, Fifth Edition, U.S.A. Acesso em: março. 2018.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Particulate Matter (PM) Basics, 2018. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#PM>>.

Acesso em: 16 janeiro 2019.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. AERMOD Model Formulation and Evaluation, 2018.

Disponível:<https://www3.epa.gov/ttn/scram/models/aermod/aermod_mfed.pdf>

Acesso em: março 2018.

USEPA. United States Environmental Protection Agency, 1998, Revised Draft User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model –AERMOD, U.S.A., (disponível em: <http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermodug.pdf>).

Acesso em: março 2018.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Air Quality Dispersion Modeling - Preferred and Recommended Models, 2017. Disponível em: <<https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models>>. Acesso em: dezembro 2018.

USEPA, United States Environmental Protection Agency External combustion sources.volume 1: stationary point and area sources. In: AP-42, Compilation of air pollutant emission factors. Fifth ed. Washington: EPA, 1997. v. 1, cap. 1.

UNICA. União da Indústria de Cana-de-açúcar. Produção e Uso de Etanol Combustível no Brasil, São Paulo, 2007.

VARELLA, C. A. A. & SANTOS, G. S. Noções Básicas de motores Diesel 1º edição. Relatório Técnico. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica – RJ Julho – 2010.

VIANNA, N. A. Poluição do ar em Salvador, Bahia: Uma abordagem para a tomada de decisão baseada em análise de riscos São Paulo 2014. Tese (Doutorado) Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo Programa de Patologia.

VISSCHER, A. 1970– Air dispersion modeling : foundations and applications / Alex De Visscher, Canada Research Chair in Air Quality and Pollution Control Engineering, Department of Chemical and Petroleum Engineering, and Centre for Environmental Engineering Research and Education (CEERE), Schulich School of Engineering, University of Calgary. Pages cm includes bibliographical references and index. ISBN 978-1-118-07859-4 (hardback)

VICTORIA, S.; NICOLE, K.; STEVEN, M.; KARCESKI, ANJUM, H. KYLE, C.; DAVID, T., The effects of air pollution on individual psychological distress, Health & Place, Volume 48, 2017, Pages 72 a 79.

ISSN1353a8292, <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2017.09.006>.
(<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1353829217303088>)

Acesso em março 2018

VICENTINI, P. C. Uso de modelos de qualidade do ar para a avaliação do efeito do PROCONVE entre 2008 E 2020 na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. UFRJ/ COPPE, 2011.

YOUNG, H. D.& FREEDMAN R. A. 2003.Sears e Zemansky. Física I. Addison Wesley, 12ª ed., São Paulo.

WHO. Burden of disease from Household Air Pollution for 2012 Summary of results. 2014. Acessado em março de 2018.

WHO. World Health Organization. 7 million premature deaths annually linked to air pollution, 2014.

Disponível em: <<https://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>>.

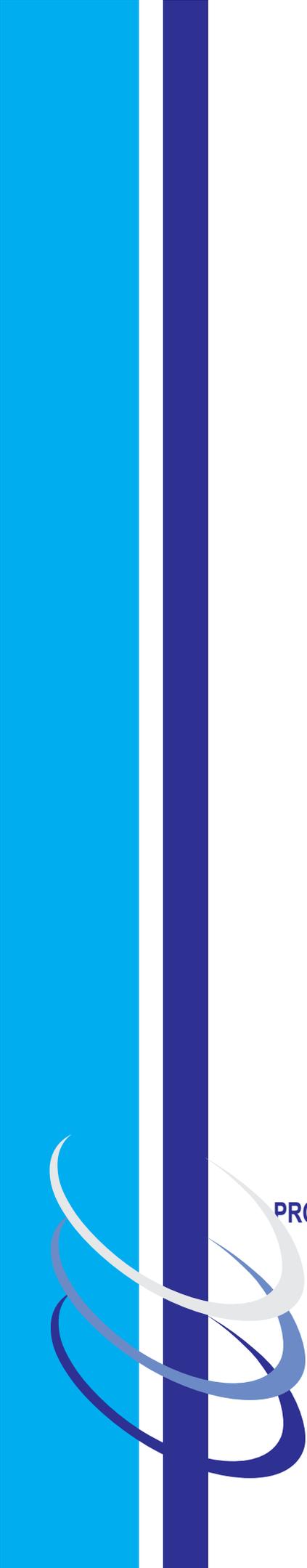
Acesso em: dezembro 2018.

World health statistics 2017: monitoring health for the SDGs, Sustainable Development Goals. Geneva: World Health Organization; 2017. <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/255336/1/9789241565486aeng.pdf?ua=1>.

Acesso em março de 2018.

WU, Jun et al. "Association between Local Traffic Generated Air Pollution and Preeclampsia and Preterm Delivery in the South Coast Air Basin of California." *Environmental Health Perspectives* 117.11 (2009): 1773–1779. PMC. Acesso em março. 2018.

ZANNIN, P. H. T. Engenharia ambiental. Disponível em: <<ftp://ftp.demec.ufpr.br/disciplinas/TM124/ZAaAPOSTILAaENGAMBdefenitiva.pdf>>. Acesso em: março. 2018.



UFBA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

Rua Aristides Novis, 02, 6º andar, Federação, Salvador BA

CEP: 40.210-630

Telefone: (71) 3283-9800

E-mail: pei@ufba.br

Home page: <http://www.pei.ufba.br>