



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciência e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Ricardo Araújo Lessa

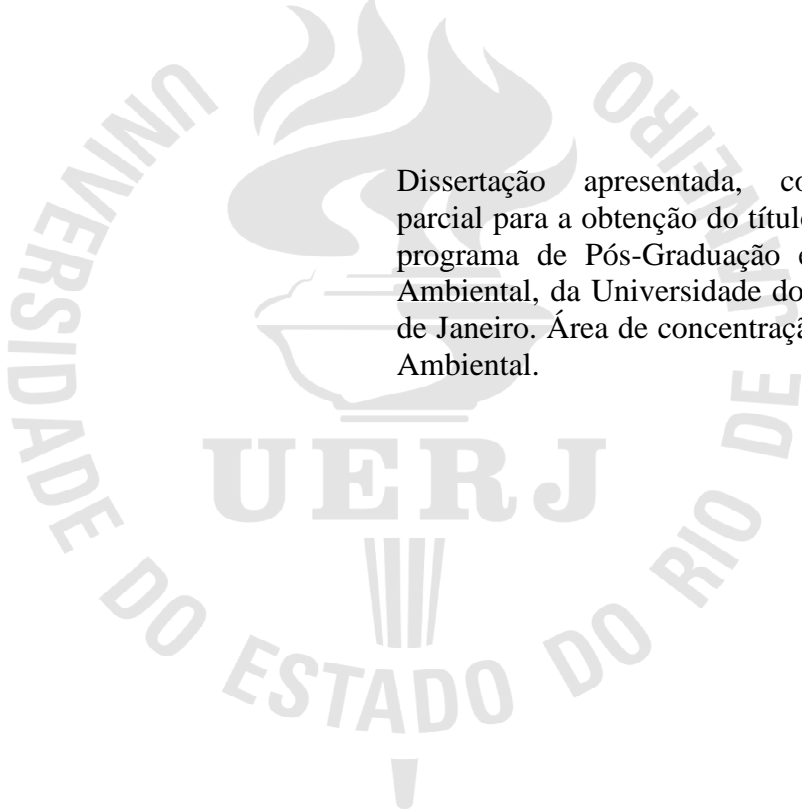
**Avaliação do Processo de Dispersão de Emissões Veiculares Através de
Modelo de Dispersão em Microrregião no Município do Rio de Janeiro**

Rio de Janeiro

2014

Ricardo Araújo Lessa

Avaliação do Processo de Dispersão de Emissões Veiculares Através de Modelo de Dispersão em Microrregião no Município do Rio de Janeiro



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Eduardo Monteiro Martins

Coorientador: Júlio Domingos Nunes Fortes

Rio de Janeiro

2014

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

L638 Lessa, Ricardo Araújo.
Avaliação do processo de dispersão de emissões veiculares através de modelo de dispersão em microrregião no Município do Rio de Janeiro / Ricardo Araújo Lessa. - 2014.
185 f.

Orientador: Eduardo Monteiro Martins.
Coorientador: Julio Domingos Nunes Fortes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Automóveis -- Poluição -- Dissertações. I. Martins, Eduardo Monteiro. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 62:502.3

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Ricardo Araújo Lessa

**Avaliação do Processo de Dispersão de Emissões Veiculares Através de Modelo de
Dispersão em Microrregião no Município do Rio de Janeiro**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovado em

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Monteiro Martins (Orientador)

Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Dr. Júlio Domingos Nunes Fortes (Coorientador)

Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Dr. Luiz Artur Pecorelli Peres

Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Dr. Glauco Favilla Bauerfeldt

Instituto de Ciências Exatas, Departamento de Química da UFRRJ

Rio de Janeiro

2014

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao Professor Dr. e companheiro dessa jornada Eduardo Martins, meu orientador, por toda atenção dada no desenvolvimento desta pesquisa.

A toda a família, pai, mãe e irmão pela dedicação e educação investidas.

À minha esposa Rafaela Lessa e filho Eduardo Lessa, razões da minha vida.

Ao Prof. Dr. Júlio Domingos Nunes Fortes pela orientação nos pormenores da elaboração de um trabalho científico.

À Golder Associates pelo suporte na minha eterna aprendizagem, especialmente ao Antônio Freitas, pelas discussões e orientações acerca do tema qualidade do ar e utilização de *softwares* de modelagem de dispersão de poluentes.

À Secretaria Municipal de Meio Ambiente pela disponibilização dos dados de monitoramento da estação de Bangu.

À Debora Dutra, Rafael Carvalho, Rafael Saldanha e Ayrton Pereira pelo imenso auxílio na realização da contagem manual veicular.

Enfim, a todos do Programa de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

RESUMO

LESSA, Ricardo Araújo. *Avaliação do processo de dispersão de emissões veiculares através de modelo de dispersão em microrregião no Município do Rio de Janeiro*. 2014. 185f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

A poluição urbana atmosférica é um sério problema ambiental e de saúde em diversos centros urbanos. No Brasil, as concentrações de alguns poluentes atmosféricos têm crescido a despeito das ações adotadas para minimização das emissões. Isso ocorre principalmente devido ao crescente número de veículos automotivos de combustão interna em circulação nas vias. As emissões originadas por esses veículos apresentam diversas substâncias que podem produzir efeitos adversos à saúde. Dentre esses poluentes, estão o monóxido de carbono (CO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂), este último capaz de formar ozônio (O₃), um dos principais poluentes que ocorrem em altas concentrações em grandes cidades. Este estudo visou avaliar o desempenho do modelo CALINE4 quanto aos resultados previstos para CO e NO₂ quando comparados aos resultados observados pela estação de monitoramento, por meio de um estudo de caso em uma microrregião inserida em Bangu, bairro localizado na Zona Oeste do Rio de Janeiro e na Bacia Área III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Para a simulação, foi necessária a realização de contagem manual veicular na microrregião e também um detalhamento da composição da frota regional de forma a caracterizar os fatores de emissão veiculares dos poluentes em grau compatível com o estado-da-arte. Os resultados mostraram tendência em subestimar as concentrações dos poluentes no ponto receptor, frente às concentrações observadas pela estação de monitoramento. O estudo de análise de sensibilidade revelou que o baixo volume de tráfego por hora foi um fator significativo para as respostas do modelo. A pesquisa levou ao diagnóstico da qualidade do ar na microrregião para os poluentes CO, NO_x e O₃ realizada por meio dos dados de monitoramento da referida estação durante o período de 2012 e 2013.

Palavras-chave: Poluição veicular; Monóxido de carbono; Dióxido de nitrogênio; Simulação numérica.

ABSTRACT

LESSA, Ricardo Araújo. *Evaluation of the process of vehicular emission's dispersion using dispersion model in microregion in the city of Rio de Janeiro*. 2014. 185f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

The atmospheric pollution in urban areas is of great environmental and health concern in many urban centers. In Brazil, the concentrations of some pollutants have grown despite the actions taken to minimize emissions. This growth is mainly due to the increasing number of motor vehicles on roads. The vehicular emissions have many substances, which may cause adverse health effects to humans. Some of these pollutants are carbon monoxide (CO) and nitrogen dioxide (NO₂), the latter able to form ozone (O₃), one of the major pollutants that occur in high concentrations in large cities. This study aimed to evaluate the performance of the CALINE4 model and the expected results for the concentration of CO and NO₂ compared to those observed from the monitoring station, through a case in a small region in Bangu neighborhood, located in the West Zone of Rio de Janeiro and Air Basin III in the Metropolitan Region of Rio de Janeiro. For the simulation, it was necessary to perform a manual vehicle count in the small region and also a detailed evaluation of the composition of the regional vehicular fleet aiming to increase the reliance of vehicular pollutant emission factors for each pollutant. The response of the model indicated a trend to underestimate the concentrations of pollutants at the receptor position when they are compared to the concentrations observed by the air quality monitoring station. The study of sensitivity analysis showed that the low traffic volume per hour was a limiting factor in the responses of the model. The present study has been fortified by the diagnosis of air quality in the small region related to CO, NO_x and O₃ performed using the monitoring data of Bangu air quality station covering the years 2012 and 2013.

Keywords: Vehicular pollution; Carbon monoxide; Nitrogen dioxide; numerical simulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Forno de fundição de chumbo no Século XVII.....	17
Figura 2 - Delimitação das Bacias Aéreas da RMRJ	22
Figura 3 - Perfil do gradiente térmico de temperatura da atmosfera.....	24
Figura 4 - Efeitos sobre a saúde relacionados ao aumento da poluição atmosférica	29
Figura 5 – Comparação dos valores monitorados de G e $j(\text{NO}_2)$ em Jaru	40
Figura 6 - Dispersão de uma pluma nas condições a, b e c	53
Figura 7 - Comportamento da dispersão gaussiana no espaço e no tempo	53
Figura 8 - Esquema ilustrativo da Zona de Mistura do Modelo assumida pelo CALINE4	66
Figura 9 - Tendência de queda do Fator de Emissão médio do poluente CO para veículos leves novos – 1980 a 2012.....	71
Figura 10 - Tendência de queda do Fator de Emissão médio do poluente NO_x para veículos leves novos – 1980 a 2012.....	71
Figura 11 - Taxas de sobrevivência de veículos com até cinquenta anos de idade.....	74
Figura 12 - Fator de Emissão deteriorado para veículos leves do ciclo Otto	75
Figura 13 - Esquema do conceito de monitoramento de informações ambientais	76
Figura 14 - Localização das oito estações fixas de monitoramento da qualidade do ar do programa MonitorAr-Rio	77
Figura 15 - Localização da Microrregião de Estudo e do bairro Bangu no município do Rio de Janeiro.....	82
Figura 16 - Precipitação média - Normal Climatológica para o município do Rio de Janeiro - 1961 a 1990	83
Figura 17 - Direção e distribuição dos ventos no Galeão – média do mês de abril	84
Figura 18 – Modelo Digital de Terreno entorno do bairro Bangu.....	85
Figura 19 - Características urbanísticas da microrregião em estudo: predominância residencial, com edificações de um a dois andares e vias com duas faixas de rolamento. Foto obtida em junho de 2013	86
Figura 20 - Localização das vias para contagem veicular, da estação de monitoramento e do raio de 200 metros ao redor da estação.....	88
Figura 21 - Participação relativa do consumo de gasolina C e etanol hidratado no estado do Rio de Janeiro para o ano de 2013.....	94

Figura 22 - Fluxograma básico da metodologia e dados utilizados para aprimoramento do FE	95
Figura 23 – Etapas da aplicação dos filtros sobre os dados meteorológicos.....	98
Figura 24 – Geometria das vias inseridas no modelo CALINE4	103
Figura 25 - Ciclo diário do poluente CO – médias horárias de 2012 e 2013	107
Figura 26 - Ciclo diário do poluente CO – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão	107
Figura 27 - Ciclo diário dos poluentes NO e NO ₂ – médias horárias de 2012 e 2013	110
Figura 28 - Ciclo diário dos poluentes NO e NO ₂ – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão	110
Figura 29 - Ciclo diário do poluente O ₃ – médias horárias de 2012 e 2013.....	113
Figura 30 - Ciclo diário do poluente O ₃ – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão	113
Figura 31 - Ciclo diário do NO, NO ₂ , O ₃ e radiação global – médias horárias de 2012 e 2013	114
Figura 32 - Ciclo diário do NO, NO ₂ , O ₃ e radiação global – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão.....	114
Figura 33 - Composição por classes dos veículos contados durante o campo	116
Figura 34 – Resultados da comparação C _P -C _O por meio de FB para CO.....	123
Figura 35 – Relação das concentrações de <i>background</i> , contribuição das vias e concentração observada para CO.....	124
Figura 36 – Resultados da comparação C _P -C _O por meio de FB para NO ₂	126
Figura 37 – Relação das concentrações de <i>background</i> , contribuição das vias e concentração observada para NO ₂	127
Figura 38 – Média horária das concentrações previstas e FB por horário para NO ₂	128
Figura 39 – Elevações topográficas na Microrregião de estudo.....	134
Figura 40 – Resultados da comparação C _P -C _O por meio de FB na análise de sensibilidade para CO.....	136
Figura 41 – Relação das concentrações de background, contribuição das vias e concentração observada na análise de sensibilidade para CO	137
Figura 42 - Média horárias das concentrações previstas e FB por horário para CO na análise de sensibilidade	138
Figura 43 – Resultados da comparação C _P -C _O por meio de FB na análise de sensibilidade para NO ₂	140

Figura 44 – Relação das concentrações de background, contribuição das vias e concentração observada na análise de sensibilidade para NO ₂	141
Figura 45 – Média horárias das concentrações previstas e FB por horário para NO ₂ na análise de sensibilidade	142
Figura 46 – Média da diferença entre as previsões do cenário real e a análise de sensibilidade para NO ₂	143

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Histórico da venda anual de veículos nos Estados Unidos da América	18
Tabela 2 - Distribuição percentual dos principais gases que compõem a atmosfera terrestre .	25
Tabela 3 - Fontes, características, efeitos sobre a saúde e meio ambiente dos principais poluentes na atmosfera	30
Tabela 4 - Padrões nacionais de qualidade do ar - Resolução CONAMA nº 03 de 1990.....	33
Tabela 5 - Limites máximos de emissão para veículos leves novos	35
Tabela 6 - Esquema Pasquill de classificação da estabilidade atmosférica.....	47
Tabela 7 - Exemplos de comprimento da rugosidade do terreno	56
Tabela 8 – Piores casos sugeridos para cenários meteorológicos de uma hora.....	57
Tabela 9 - Síntese dos principais modelos de dispersão de poluentes atmosféricos	60
Tabela 10 - Relação do número de veículos contados com erro admissível	68
Tabela 11 - Valores de Fatores de Emissões médios resumidos para veículos leves novos relativos aos poluentes CO e NO _x (g km ⁻¹)	72
Tabela 12 - Parâmetros monitorados por cada estação do programa MonitorAr Rio	77
Tabela 13 - Síntese da realização da contagem manual abreviada – dias e horários	90
Tabela 14 - Frota veicular da RMRJ por classe de veículos	91
Tabela 15 - Participação dos anos de produção dos veículos da RMRJ	92
Tabela 16 - Correlação adotada para compatibilização de classificação dos veículos contados	96
Tabela 17 – Concentrações horárias de monóxido de carbono utilizadas como <i>background</i>	101
Tabela 18 – Concentrações horárias de óxidos de nitrogênio e ozônio utilizadas como <i>background</i>	101
Tabela 19 - Valores de fatores de emissões aprimorados.....	117
Tabela 20 - Número de veículos e valores de fatores de emissão obtidos para cada via e horário considerados no presente estudo	119
Tabela 21 - Valores de fatores de emissões aprimorados e limites estipulados	121
Tabela 22 – Desempenho, concentração de background, C _P e C _O das simulações de CO	124
Tabela 23 – Desempenho, concentração de background, C _P e C _O das simulações de NO ₂ ...	129
Tabela 24 – Desempenho, concentração de background, C _P e C _O das simulações de CO na análise de sensibilidade	138

Tabela 25 – Desempenho, concentração de background, C_P e C_O das simulações de NO_2 na análise de sensibilidade	143
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADMS	<i>Atmospheric Dispersion Modelling System</i>
BAM	<i>Beta-Attenuation Mass Monitor</i>
BTEX	<i>Benzeno, tolueno, etil-benzeno e os xilenos</i>
CALINE	<i>California Line Source</i>
CALINE3	<i>California Line Source 3</i>
CALINE4	<i>California Line Source 4</i>
CALTRANS	<i>California Department of Transportation</i>
CAR-FMI	<i>Contaminants in the Air from a Road - Finnish Meteorological Institute</i>
CET-SP	<i>Companhia de Engenharia de Tráfego – São Paulo</i>
CETESB	<i>Companhia Ambiental do Estado de São Paulo</i>
CFD-VIT-RIT	<i>Computational fluid dynamics - vehicle-induced turbulence - road-induced turbulence</i>
CH ₄	<i>Metano</i>
CLP	<i>Camada Limite Planetária</i>
CMA	<i>Contagem Manual Abreviada</i>
C _O	<i>Concentração observada</i>
CO	<i>Monóxido de carbono</i>
CO ₂	<i>Dióxido de carbono</i>
CONAMA	<i>Conselho Nacional do Meio Ambiente</i>
C _P	<i>Concentração prevista</i>
COV	<i>Composto Orgânico Volátil</i>
CNTP	<i>Condições normais de temperatura e pressão</i>
CTDMPLUS	<i>Complex Terrain Dispersion Model</i>
FB	<i>Fractional Bias</i>
FE	<i>Fator de emissão</i>
G	<i>Radiação global</i>
GNV	<i>Gás natural veicular</i>
H ₂ SO ₄	<i>Ácido sulfúrico</i>
HCN	<i>Ácido cianídrico</i>
HCNM	<i>Hidrocarboneto não metânico</i>
hPa	<i>Hectopascal</i>

IBAMA	<i>Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis</i>
INEA	<i>Instituto Estadual do Ambiente (Rio de Janeiro)</i>
ISC	<i>Industrial Source Complex dispersion model</i>
mb	<i>Milibares</i>
M-GFLSM	<i>Modified General Finite Line Source Model</i>
MP _{2,5}	<i>Material Particulado 2,5 µm</i>
MP ₁₀	<i>Material Particulado 10 µm</i>
nm	<i>Nanômetro ou 1×10^{-9} metros</i>
NO	<i>Óxido nítrico ou monóxido de nitrogênio</i>
NO ₂	<i>Dióxido de nitrogênio</i>
NO _x	<i>Óxidos de nitrogênio</i>
N ₂ O	<i>Óxido nitroso</i>
N ₂ O ₃	<i>Trióxido de dinitrogênio</i>
N ₂ O ₅	<i>Pentóxido de nitrogênio</i>
O ₃	<i>Ozônio</i>
OCDM	<i>Offshore and Coastal Dispersion Model</i>
OSPM	<i>Operational Street Pollution Model</i>
PAH	<i>Hidrocarbonetos poliaromáticos</i>
PBT	<i>Peso bruto total</i>
PMA	<i>Pré-processador meteorológico AERMET</i>
ppm	<i>Partes por milhão</i>
PROCONVE	<i>Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores</i>
PROMOT	<i>Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares</i>
PTA	<i>Pré-processador de terreno AERMAP</i>
RCHO	<i>Aldeídos</i>
RMRJ	<i>Região Metropolitana do Rio de Janeiro</i>
SMAC	<i>Secretaria municipal de meio ambiente</i>
SO _x	<i>Óxidos de enxofre</i>
SO ₂	<i>Dióxido de enxofre</i>
SO ₃	<i>Trióxido de enxofre</i>
USM	<i>Urban Street Model</i>

UTM

*Universal Transverse Mercator ou Projeção Universal Transversa de
Mercator*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	17
Apresentação	17
Justificativa	21
Objetivos	23
Apresentação do trabalho	23
1 REFERENCIAL TEÓRICO	24
1.1 Definição de atmosfera	24
1.2 Poluição atmosférica	26
<u>1.2.1 Poluentes atmosféricos</u>	<u>27</u>
1.2.1.1 Padrões de qualidade do ar	32
<u>1.2.2 Emissões de poluentes veiculares e suas variáveis</u>	<u>33</u>
<u>1.2.3 Principais gases emitidos pelos veículos e seus efeitos</u>	<u>36</u>
1.2.3.1 Monóxido de carbono	36
1.2.3.2 Óxidos de nitrogênio	37
1.2.3.3 Ozônio	40
1.2.3.4 Compostos Orgânicos Voláteis (COVs).....	41
1.2.3.5 Partículas em suspensão – material particulado	42
1.2.3.6 Óxidos de enxofre.....	43
1.3 Meteorologia e fenômenos de dispersão na troposfera	43
<u>1.3.1 Elementos climáticos</u>	<u>44</u>
1.3.1.1 Radiação solar.....	44
1.3.1.2 Temperatura.....	44
1.3.1.3 Pressão atmosférica	45
1.3.1.4 Ventos	45
1.3.1.5 Umidade atmosférica e precipitação.....	46
1.3.1.6 Nebulosidade	46
1.3.1.7 Turbulência.....	46
1.3.1.8 Estabilidade atmosférica.....	47
1.3.1.9 Altura da camada de mistura	48
1.4 Modelagem da dispersão atmosférica	49
<u>1.4.1 Dispersão Euleriana</u>	<u>50</u>

1.4.2	<u>Dispersão Lagrangeana – Teoria Gaussiana.....</u>	<u>51</u>
1.4.3	<u>Relação entre os modelos gaussianos e os parâmetros de dispersão.....</u>	<u>54</u>
1.5	Modelos de dispersão de poluentes atmosféricos.....	57
1.5.1	<u>O modelo CALINE4.....</u>	<u>64</u>
1.5.1.1	Parâmetros gerais.....	64
1.5.1.2	Condições da modelagem.....	65
1.5.1.3	Geometria das vias.....	66
1.5.1.4	Atividade das vias.....	67
1.5.1.5	Posição dos pontos receptores	67
1.6	Contagem veicular	67
1.7	Fatores de emissão	69
1.7.1	<u>Fatores de emissão ajustados - método CETESB.....</u>	<u>73</u>
1.8	Monitoramento da qualidade do ar	75
1.8.1	<u>Rede de monitoramento da qualidade do ar do município do Rio de Janeiro..</u>	<u>76</u>
1.8.1.1	Analizador de monóxido de carbono (CO).....	78
1.8.1.2	Analizador de dióxido de enxofre (SO ₂).....	78
1.8.1.3	Ozônio (O ₃)	78
1.8.1.4	Material Particulado (MP ₁₀ e MP _{2,5})	79
1.8.1.5	Óxidos de nitrogênio	79
1.8.1.6	Temperatura e umidade	79
1.8.1.7	Pressão atmosférica	79
1.8.1.8	Radiação solar.....	80
1.8.1.9	Direção e velocidade do vento.....	80
1.8.1.10	Sensor pluviométrico	80
2	METODOLOGIA.....	81
2.1	Caracterização da área de estudo	81
2.2	Contagem Veicular	86
2.2.1	<u>Planilha de contagem veicular.....</u>	<u>88</u>
2.2.2	<u>Visitas a campo.....</u>	<u>89</u>
2.3	Fatores de emissão	91
2.3.1	<u>Composição da frota.....</u>	<u>91</u>
2.3.2	<u>Consumo de combustíveis.....</u>	<u>93</u>
2.3.3	<u>Fatores de emissões obtidos</u>	<u>94</u>
2.3.4	<u>Parametrização dos fatores de emissão aplicados na contagem veicular</u>	<u>95</u>

2.4	Tratamento dos dados da estação meteorológica e qualidade do ar.....	97
2.5	Parametrização do CALINE4	99
<u>2.5.1</u>	<u>Parâmetros gerais.....</u>	<u>99</u>
<u>2.5.2</u>	<u>Condições da modelagem.....</u>	<u>99</u>
<u>2.5.3</u>	<u>Geometria das vias.....</u>	<u>102</u>
<u>2.5.4</u>	<u>Atividade das vias.....</u>	<u>103</u>
<u>2.5.5</u>	<u>Posição dos pontos receptores</u>	<u>103</u>
2.6	Análise de desempenho do modelo.....	104
3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	105
3.1	Qualidade do ar na microrregião de estudo.....	105
<u>3.1.1</u>	<u>Concentrações observadas de monóxido de carbono</u>	<u>105</u>
<u>3.1.2</u>	<u>Concentrações observadas de óxidos de nitrogênio</u>	<u>108</u>
<u>3.1.3</u>	<u>Concentrações observadas de ozônio</u>	<u>111</u>
3.2	Resultados da contagem veicular	115
3.3	Resultados dos fatores de emissão corrigidos	116
3.4	Simulações de dispersão no modelo CALINE4.....	122
<u>3.4.1</u>	<u>Simulações de dispersão do monóxido de carbono</u>	<u>122</u>
<u>3.4.2</u>	<u>Simulações de dispersão do dióxido de nitrogênio</u>	<u>126</u>
<u>3.4.3</u>	<u>Outras discussões para concentrações previstas</u>	<u>131</u>
3.5	Análise de Sensibilidade.....	134
<u>3.5.1</u>	<u>Análise de sensibilidade para o monóxido de carbono.....</u>	<u>135</u>
<u>3.5.2</u>	<u>Análise de sensibilidade para o dióxido de nitrogênio</u>	<u>140</u>
4	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	145
	REFERÊNCIAS.....	149

INTRODUÇÃO

Apresentação

A degradação da qualidade do ar não é um fenômeno novo e exclusivo dos dias atuais. O modo de vida desenvolvido pelo homem através dos séculos tem como consequência a geração de resíduos, efluentes e, especificamente na matriz aérea, partículas, aerossóis e gases. Segundo Valero (2008), há relatos de deterioração da qualidade do ar já na antiga Roma no ano de 61 D.C., expressando as condições da qualidade do ar impactada pelas chaminés esfumaçadas da cidade de Roma, com presença de “vapores pestilentos e fuligens” que afetavam diretamente a disposição dos moradores da cidade. Séculos após, problemas similares eram reportados em Londres no Século XII pela esposa do Rei Henry II e no Século XVII pelo parlamento inglês. A Figura 1 apresenta uma gravura do século XVII que exemplifica uma das atividades antrópicas que geravam emissões poluentes afetando a qualidade de ar na cidade de Londres à época.



Figura 1 - Forno de fundição de chumbo no Século XVII

Fonte: Agricola, G., *De Re Metallica*, Book X, p. 481, Basel, Switzerland, 1556. Translated by Hoover, H. C. and Hoover, L. H. *Mining Magazine*, London, 1912, Dover, New York, 1950, apud Valero, 2008.

Com relação ao Século XX, este pode ser caracterizado por apresentar uma mudança com relação ao modo de produção e às fontes de emissão de poluentes, onde a mudança mais significativa foi o rápido incremento no número de veículos automotores nas atividades cotidianas das cidades. Somente até o ano de 1920, o número de veículos nos Estados Unidos, por exemplo, já era da ordem de milhões, conforme pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1 – Histórico da venda anual de veículos nos Estados Unidos da América

Ano	Total	Ano	Total
1900	4192	1950	8003056
1905	25000	1955	9169292
1910	187000	1960	7869221
1915	969930	1965	11057366
1920	2227347	1970	8239257
1925	4265830	1975	8985012
1930	3362820	1980	8067309
1935	3971241	1985	11045784
1940	4472286	1990	9295732
1945	7525215		

Fonte: Adaptado de Valero, 2006.

A poluição do ar ocasionada por fontes domésticas e industriais ao redor do mundo, de um modo geral, foi significativamente reduzida em sua importância devido às ações de mitigação de emissões adotadas pelos órgãos ambientais e pelas próprias indústrias (i.e.: suas chaminés, dutos, emissões fugitivas, redução do uso de carvão e óleo para aquecimento). Ao passo que a participação relativa das emissões de poluentes oriundas de fontes móveis, especificamente de veículos automotores terrestres, tem crescido ao longo das últimas décadas em todos os países. Tal fato é fruto do crescimento da frota veicular e, sobretudo, de políticas que incentivam o uso e a aquisição de veículos automotores individuais em muitas cidades, na contramão das adoções de tecnologias que visam à redução das emissões de poluentes oriundos da queima dos combustíveis fósseis (e.g.: novas tecnologias de catalisadores, combustíveis menos poluentes, motores mais eficientes em suas queimas, tipologia de injeção de combustíveis etc.) (NAGENDRA; KHARE, 2002; PEPPER *et al.*, 2006).

Nesse contexto, a queima de combustíveis realizada pelos motores dos veículos apresenta maior capacidade total de emissões de poluentes do que as demais atividades desenvolvidas pelo homem, liberando diversos gases e partículas para a atmosfera e alterando

as condições originais, ou seja, poluindo-a (GODISH, 1991). Estima-se que 97,5% do monóxido de carbono (CO) e 96% dos óxidos de nitrogênio (NO_x) têm origem veicular, o que corresponde à cerca de 1,5x10⁶ toneladas de CO e 3,5x10⁵ toneladas de NO_x emitidas na atmosfera por ano (CETESB, 2009).

No Brasil, os primeiros relatos relacionados a episódios críticos da qualidade do ar são datados da década de 1960 na região da Grande São Paulo. Episódios agudos da poluição do ar levaram a população a um grande estado de atenção, principalmente com relação às altas concentrações de material particulado, sulfatos e os efeitos dos odores emitidos pelas indústrias. Também na década de 1970 foram monitoradas, na região central da cidade de São Paulo, altas concentrações do poluente monóxido de carbono, que era emitido pela frota veicular crescente (CETESB, 2013a).

De um modo específico as emissões de um determinado veículo são dependentes de fatores tais como a motorização do veículo, qualidade e composição do combustível utilizado, tecnologias presentes no veículo, estado de conservação das peças e maquinário, comportamento do motorista, condições de engarrafamentos, dentre outros.

A bibliografia consagrada com relação ao tema qualidade do ar (FINLAYSON-PITTS; PITTS JR, 1999; PEPPER *et al.*, 2006; SEINFELD; PANDIS, 2006; VALLERO, 2008) considerada poluentes atmosféricos emitidos por veículos automotores os seguintes compostos:

- Monóxido de carbono (CO);
- Hidrocarbonetos (HC), com atenção especial aos BTEX;
- Óxidos de nitrogênio (NO_x, ou seja, NO + NO₂);
- Óxidos de enxofre (SO_x, ou seja, SO₂ + SO₃);
- Aldeídos (RCHO);
- Material particulado (MP) de diversas composições e tamanhos e;
- Alguns metais como cádmio, mercúrio, cromo e chumbo.

Além dos poluentes citados, há de se considerar o ozônio (O₃), que não é gerado diretamente no processo de combustão. Entretanto, a reação fotoquímica entre os óxidos de nitrogênio e os Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), na presença de luz solar, formam gases oxidantes agressivos, dentre eles, o ozônio.

Assim, a poluição do ar originada a partir dos escapamentos dos veículos automotores é um dos mais graves problemas relativos à degradação da qualidade ambiental em áreas urbanas. Diversas são as substâncias emitidas, dentre elas, algumas tóxicas e capazes de

causar danos sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana, como doenças cardiorrespiratórias, alergias, irritações das vias respiratórias e até desenvolvimento de câncer e aumento das taxas de mortalidade (RIBEIRO, 2011; TACO, 2006; USEPA, 2013b).

Para se avaliar adequadamente o comportamento dos poluentes emitidos por veículos automotores na atmosfera, é necessária uma gama de ações gerencialmente relacionáveis, tais como 1) monitorar as concentrações dos poluentes na atmosfera; 2) comparar os resultados monitorados com os padrões legais; 3) analisar a evolução da qualidade do ar; 4) conhecer o comportamento da frota veicular e seu fluxo diário, além das suas emissões; 5) conhecer o comportamento dos poluentes na atmosfera e; 6) realizar estudos de inventário, modelagens e afins com o intuito de avaliar o real comportamento e origem dos poluentes que afetam a qualidade do ar (TAVARES, 2009) e os alcances geográficos.

Logo é possível analisar o comportamento dos poluentes atmosféricos desde suas emissões pelos veículos até o processo de dispersão, gerando assim informação e conhecimento suficientes para apontar as melhores medidas e políticas públicas para uma eficiente gestão da qualidade do ar urbano.

Um foco devido deve ser dado para a questão da realização de modelagens de dispersão atmosférica de poluentes, pois esse passo é de suma importância para a caracterização e direcionamento das emissões. As simulações numéricas (modelagens) são ferramentas bastante utilizadas para avaliar os mecanismos de dispersão dos poluentes na atmosfera. Elas fornecem as concentrações teóricas dos níveis de poluentes no ar em um determinado local, bem como informações espaciais e temporais da evolução desses poluentes na atmosfera (SHARMA; KHARE, 2001).

Dessa forma, junto ao monitoramento,

utilizam-se os recursos de simulações visando expandir o conhecimento sobre a qualidade do ar da região de interesse. Estes recursos também visam a simulação de futuros cenários, o que possibilita a antecipação de medidas de controle. A capacidade de se prever adequadamente os níveis de concentrações de poluentes torna-se indispensável para se identificar e evitar possíveis danos provocados por novas fontes emissoras ou ainda pela modificação de fontes já existentes. (GOKHALE; KHARE, 2004 apud TAVARES, 2009 p. 5).

Ao redor do mundo muitos estudos têm sido realizados de acordo com o contexto explicado acima: modelagens de dispersão de poluentes atmosféricos emitidos por veículos automotores, através de uma ampla gama de modelos disponíveis, e a comparação dos resultados de concentração observada (C_O) pelas estações de monitoramento e resultados de concentração prevista (C_P) pelos modelos de dispersão. Os resultados obtidos servem tanto para uma avaliação mais detalhada da contribuição das emissões veiculares para a qualidade do ar urbana quanto para um *feedback* das performances dos modelos, que vêm sofrendo

constantes melhorias com a finalidade de compreender e englobar os parâmetros físicos e ambientais do mundo real.

Justificativa

Estudos têm apontado que a qualidade do ar urbano tem sofrido significativos impactos negativos devido a poluentes originados pelas atividades dos veículos automotores (CETESB, 2006, 2009). Saldiva *et al.* (2007) em seu relatório acerca da qualidade do ar em seis regiões metropolitanas no Brasil concluem que a qualidade do ar das mesmas está “comprometida” e que, utilizando-se a metodologia preconizada pela Organização Mundial da Saúde e os dados de mortalidade do Ministério da Saúde do Brasil, foi constatado que o risco ambiental das populações expostas é real e está associado a um excesso de cerca de 10.000 mortes ao ano.

Especificamente na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ) onde se encontra a segunda maior concentração de população, de veículos, de indústrias e de fontes emissoras de poluentes atmosféricos no Brasil, a Bacia Aérea III, que abrange cerca de 700 km² sobre a Zona Norte do município do Rio de Janeiro e alguns municípios da Baixada Fluminense, apresenta os piores resultados para o município e região (FERREIRA, 2005; INEA, 2009). A configuração espacial da Bacia Aérea III e demais bacias da RMRJ pode ser observada Figura 2.

Ressalta-se que os resultados obtidos através do Inventário de Emissões identificaram que 77% do total de emissões de poluentes na RMRJ provêm das emissões de veículos automotores e apenas 23% são provenientes de fontes fixas. Onde se observa nitidamente que a maior contribuição das fontes fixas está relacionada ao dióxido de enxofre (SO₂). Quanto às fontes móveis, a participação de suas emissões é significativamente maior no que tange as emissões de hidrocarbonetos (HC), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO) (FERREIRA, 2005; INEA, 2009)¹.

¹ É necessário ressaltar o fato de que a análise elaborada por Ferreira (2005) considerou para a elaboração do Inventário de Emissões somente a quantidade de 187 das principais vias de tráfego da RMRJ. Logo, a participação relativa das emissões de fontes móveis no total do inventário, pode ser muito maior se for considerada a totalidade de vias de tráfego e sua frota na região.

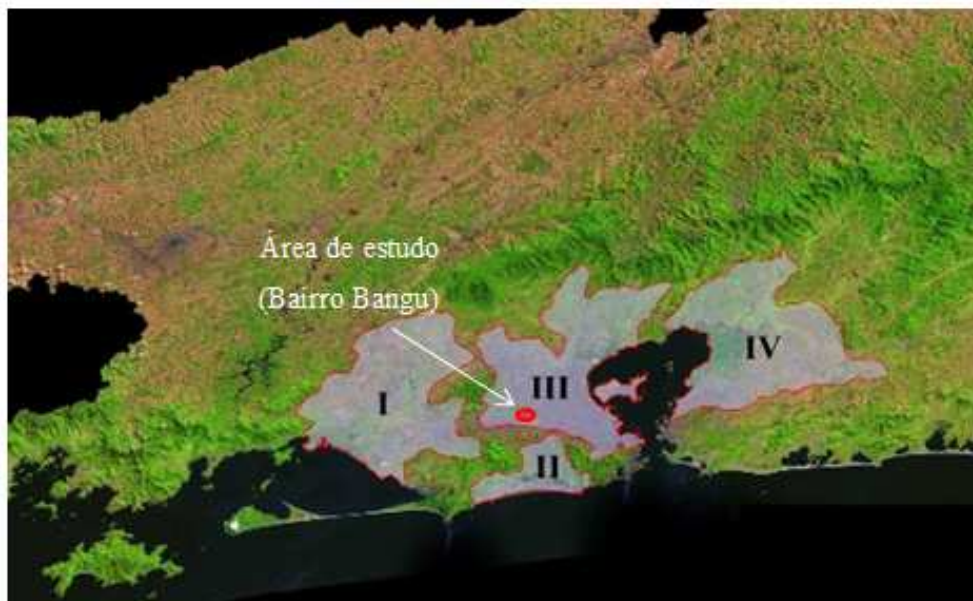


Figura 2 - Delimitação das Bacias Aéreas da RMRJ

Fonte: INEA, 2009

O bairro de Bangu, inserido na Bacia Aérea III, é conhecidamente importante em termos de qualidade do ar no município do Rio de Janeiro por apresentar constantemente concentrações das mais elevadas entre as estações de monitoramento do município do Rio de Janeiro (MONITORAR-RIO, 2013).

Contudo, a despeito desse contexto, e considerando a participação das emissões oriundas de fontes móveis, não há na bibliografia estudos ou relatórios que tenham sido realizados com o âmbito de avaliar a qualidade do ar na RMRJ através do prisma das emissões de fontes móveis considerando, a contagem veicular e os fatores de emissão de poluentes utilizando os modelos de dispersão para fontes lineares. O presente estudo está sendo proposto para o bairro de Bangu devido às altas concentrações dos poluentes monitorados na sua estação de monitoramento. Para tanto, este estudo lança mão de realização de modelagens de dispersão de poluentes atmosféricos oriundos de fontes móveis (veículos) através de modelos de dispersão de fonte linear, o CALINE4.

Com isso, além de avaliar a qualidade do ar na área de estudo, é possível também verificar as respostas do modelo de dispersão, em termos de concentração prevista, quando comparada aos dados de monitoramento gerados pela própria estação, ou seja, a concentração observada no ambiente.

Objetivos

O principal objetivo do presente trabalho é estudar e analisar o modelo de dispersão de poluentes CALINE4 dentro de um estudo de caso de modo a avaliar o desempenho de seus resultados referentes às concentrações de monóxido de carbono, e dióxido de nitrogênio emitidos por veículos automotores quando comparadas às concentrações obtidas por estação de monitoramento da qualidade do ar no bairro de Bangu, Zona Oeste do município do Rio de Janeiro.

Apresentação do trabalho

O presente trabalho é dividido em 5 capítulos, a saber:

Capítulo 1 – Introdução: fornece uma visão ampla da aplicação do estudo e sua contextualização no cenário mundial e brasileiro acerca do tema qualidade do ar e emissões atmosféricas por veículos automotores.

Capítulo 2 – Referencial Teórico: apresenta o levantamento bibliográfico de todos os itens necessários para a realização do trabalho de estudo de dispersão de poluentes emitidos por veículos. Desse modo, aborda temas como legislação sobre a qualidade do ar até bibliografias referentes à dispersão de poluentes na atmosfera, contagem veicular, fatores de emissão etc.

Capítulo 3 – Metodologia: contém os passos realizados e necessários para a elaboração do estudo, descrevendo a microrregião de estudo, aquisição e tratamento das informações de contagem veicular e fatores de emissões, além da maneira como tais dados foram inseridos nos modelos.

Capítulo 4 – Resultados e Discussões: apresenta os resultados obtidos por este estudo. Abrange a contagem manual veicular, fatores de emissões obtidos, além dos resultados das modelagens, análise de sensibilidade e resultados da qualidade do ar na microrregião.

Capítulo 5 – Conclusões e Recomendações: Descreve resumidamente os resultados obtidos de modo contextualizado, assim como os *gaps* de dados e dos processos encontrados ao longo da elaboração desta dissertação. Aponta as fragilidades, oportunidades e recomendações que surgiram com os resultados obtidos.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Definição de atmosfera

Em termos gerais, a atmosfera é uma camada que envolve a Terra formada por gases de diferentes composições e que pode ser dividida em camadas, com variações de temperatura e pressão, o que implica em diferentes espessuras para cada subcamada (PEPPER *et al.*, 2006).

Há diversas formas de se descrever a estrutura da atmosfera: uma das mais utilizadas e cabíveis a um estudo do processo de dispersão de poluentes é por meio de um perfil de variação de temperatura de acordo com a altitude. Essa estrutura baseia-se em um gradiente térmico que varia ao longo da altitude, como apresentado na Figura 3.

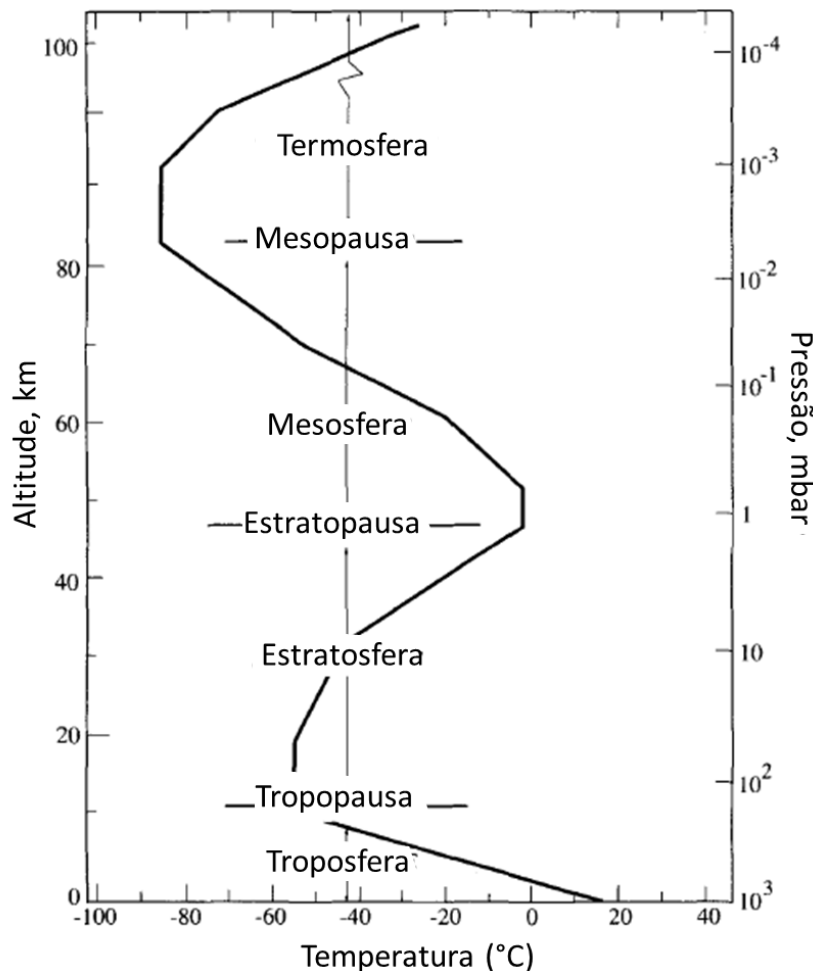


Figura 3 - Perfil do gradiente térmico de temperatura da atmosfera

Fonte: adaptado de SEINFELD; PANDIS, 2006

De acordo com tal estrutura, classifica-se a primeira camada que se estende desde a superfície terrestre até uma altitude média de 10 km como troposfera. Acima da troposfera há a tropopausa, que separa a troposfera das camadas superiores.

Além da tropopausa encontra-se a camada estratosférica (dos 20 aos 50 km de altitude). A estratosfera encerra-se na estratopausa, que a separa da camada mesosfera (dos 50 aos 80 km de altitude). Por fim, após a mesosfera, encontra-se a termosfera, que é separada da camada sotoposta pela mesopausa (SEINFELD; PANDIS, 2006).

O gradiente térmico relacionado à altitude é caracterizado através das inversões de temperatura, conforme já pôde ser visto na Figura 3. As faixas de transição, ou as pausas, caracterizam-se por apresentar pausas do gradiente da temperatura e relativa estabilidade.

O conceito de Camada Limite Planetária (CLP) é inserido no contexto da camada troposfera, especificamente sendo uma “subcamada” nas partes baixas da troposfera que apresenta a interface entre esta e a superfície terrestre, onde os padrões de fluxo do ar são intensamente afetados pela rugosidade da superfície da Terra (BRAGA, et. al, 2005, SEINFELD; PANDIS, 2006).

Do ponto de vista ambiental e também do ponto de vista de estudos relacionados à dispersão de poluentes atmosféricos emitidos por veículos automotores, o foco principal é dado à camada troposfera e à CLP.

Quanto à sua composição, a atmosfera apresenta atualmente um arranjo que é fruto de processos físico-químicos e biológicos de milhões de anos (SEINFELD; PANDIS, 2006). A atmosfera contém diversos gases, além de vapor d’água, material particulado orgânico e inorgânico. A Tabela 2 a seguir apresenta uma lista resumida dos principais gases e suas concentrações na atmosfera em condições naturais, ou seja, que não apresenta episódio crítico de poluição.

Tabela 2 - Distribuição percentual dos principais gases que compõem a atmosfera terrestre

Gases	Porcentagem (%)
Nitrogênio (N ₂)	78,11
Oxigênio (O ₂)	20,95
Argônio (Ar)	0,934
Gás Carbônico (CO ₂)	0,033
Ozônio (O ₃)*	2 x 10 ⁻⁶
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)*	1 x 10 ⁻⁷
Óxido Nítrico (NO)*	5 x 10 ⁻⁸

*Apresenta concentração variável.

Fonte: Adaptado de Braga, et. al, 2005 e Godish, 1991.

1.2 Poluição atmosférica

Segundo a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional de meio ambiente, no seu artigo 3º, o conceito de poluição pode ser entendido como “a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (BRASIL, 1981).

Adicionalmente, o conceito de poluição atmosférica conforme a Resolução Conama nº 03 de 1990 utilizou parte do conceito e do texto formados pela Lei nº 6.938 para definir o conceito de poluição atmosférica em nível nacional como “qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou característica em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: I) impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; II) inconveniente ao bem-estar público; III) danoso aos materiais, à fauna e flora e; IV) prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CONAMA, 1990).

Em concordância com essa definição está a CESTEB, que descreve que o

poluente atmosférico é toda e qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos em legislação, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CETESB, 2013a).

Esse mesmo entendimento é apontado pelos demais legisladores da temática tanto em nível nacional (DENATRAN, 1980), quanto internacional (OECD, 2008).

A presença de poluentes na atmosfera pode ser explicada por meio de fontes tanto naturais como antropogênicas. As erupções vulcânicas, erosão do solo, queimadas de corpos florestais e atividades de *geysers* são exemplos de fontes de emissões de poluentes realizadas por fontes naturais. Enquanto as fontes antropogênicas apresentam-se com suas origens relativas às atividades socioeconômicas relacionadas principalmente ao atual modo de vida, a saber: emissões industriais de diversos tipos de poluentes, atividade mineradora, além da queima de combustíveis realizada pelos veículos automotores (aéreos, terrestres ou marítimos). Tais emissões são classificadas, respectivamente como fonte estacionária e fonte móvel.

A poluição atmosférica oriunda de poluentes emitidos por fontes antropogênicas apresenta um importante problema por ser de modo crescente, ao contrário do avanço das

tecnologias limpas que almejam reduzir as concentrações dos poluentes lançados à atmosfera (FETRANSPOR, 2009). A crescente frota urbana de veículos automotores é um exemplo dessa problemática (DENATRAN, 1980; DENATRAN, 2013).

Segundo Taco (2006), as fontes estacionárias são compostas por grupos distintos. O primeiro está relacionado a fontes estacionárias ligadas a emissões de pouca representatividade em áreas urbanas (e.g.: queimada de resíduos, lavanderias, uso de combustíveis para pequenos geradores, hospitais dentre outras pequenas atividades). O outro grupo é composto por atividades ligadas a fontes estacionárias com emissões de atividades significativas, tanto na intensidade quanto na variedade dos poluentes (e.g.: plantas de geração, indústria química, petroquímica e setor industrial diverso). Já as fontes móveis devem ser, em sua quase totalidade, atribuídas, aos veículos automotores terrestres, principalmente devido à sua quantidade e distribuição espacial.

A poluição atmosférica é um fenômeno originado majoritariamente nas atividades humanas em vários aspectos, principalmente devido ao rápido crescimento populacional, industrial e econômico em quase todo o globo, também aos hábitos da população e às medidas adotadas (ou não) para o controle das emissões de poluentes (TACO, 2006).

Para Azuaga (2000), como a atmosfera é um grande reator onde ocorrem diversas reações químicas permanentemente, a poluição atmosférica pode ser avaliada também como um fenômeno que abrange três fases: emissão, dispersão/reações químicas e acúmulo. O processo é iniciado pela emissão do poluente realizada pela sua fonte; uma vez emitido, o poluente entra em processo de dispersão, através do transporte por fenômenos meteorológicos e, assim, encontra-se no espaço e no tempo em um ponto receptor.

A interação entre as fontes emissoras e os parâmetros físico-químicos de dispersão, principalmente os físicos, é que condiciona a concentração de um ou mais poluentes em um determinado local ou ponto receptor e, assim, a qualidade do ar nesse mesmo local.

Nesse contexto, a poluição atmosférica medida em termos de concentração de poluente é dada pelo desequilíbrio entre a emissão e a dispersão dos poluentes, onde

A poluição está expressa por fatores de intensidade, continuidade e efetividade. A intensidade é a quantidade de poluente em uma amostra de ar de uma região; a continuidade é o tempo de permanência desses poluentes na composição do ar e; a efetividade é o efeito negativo dos poluentes sobre o meio ambiente. Pode-se deduzir que a percepção da poluição é a resultante da combinação entre emissão e dispersão de poluentes, ou seja, da concentração de poluentes na atmosfera (MARTINS, 1999 apud TACO, 2006, p. 11).

1.2.1 Poluentes atmosféricos

Através da Portaria Normativa nº 348 de 14/03/90, o IBAMA estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar e os respectivos métodos de referência, ampliando o número de

parâmetros anteriormente regulamentados através da Portaria GM nº 0231 de 27/04/76. Os padrões estabelecidos através dessa portaria foram submetidos ao CONAMA em 28/06/90 e transformados na Resolução CONAMA nº 03/1990. Segundo essa resolução, os poluentes emitidos para a matriz aérea podem ser classificados de diferentes modos:

- De acordo com a sua veiculação na atmosfera:
 - Primários: poluentes emitidos à atmosfera diretamente pela fonte emissora (e.g.: dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, material particulado, gás sulfídrico, alguns hidrocarbonetos, dentre outros).
 - Secundários: poluentes que se formam na atmosfera através de reações químicas envolvendo poluentes primários e condições físicas (e.g.: ácido sulfúrico, ozônio na camada troposférica e até mesmo parte do dióxido de nitrogênio).
- De acordo com seu estado agregação:
 - Gasosos: não apresentam tendência de deposição (seca e úmida) e comportam-se como o ar, difundido.
 - Partículas: névoas e poeiras com diâmetro aerodinâmico menor que 100 µm, em suspensão.
- De acordo com a fonte emissora:
 - Fonte estacionária: compreendendo as emissões oriundas de atividades urbanas (aterros, obras etc.) e industriais (chaminés, correias transportadoras, emissões fugitivas associadas a essas atividades).
 - Fonte móvel: compreendendo as emissões oriundas dos meios de transporte, especialmente veículos automotores.
- De acordo com os danos à saúde humana, segundo *Clean Air Act* promulgado nos Estados Unidos da América, em 1970 (EUA, 2004):
 - Poluentes que podem causar efeitos negativos sobre a saúde pública e sobre o bem-estar social (*criteria air pollutants*), tais como dióxido de enxofre, ozônio, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, material particulado e chumbo e;
 - Poluentes perigosos que apresentam riscos de danos irreversíveis à saúde humana e até fatalidades (*hazardous air pollutants*), tais como mercúrio, berílio, asbesto, cloreto de vinila, benzeno, cádmio, dentre outros.

Segundo Teixeira (2009), os poluentes primários são responsáveis por cerca de 98% da poluição atmosférica que afeta as grandes cidades.

Assim, muitos são os compostos emitidos pelas atividades humanas à atmosfera e que podem ser considerados como poluentes. A CETESB (2013b) considera que os principais poluentes emitidos podem ser relacionados, como apresentado na Tabela 3.

Com relação aos efeitos danosos dos poluentes sobre a saúde humana, a *Health Canada* (HEALTH CANADA, 2003 apud TACO, 2006) desenvolveu uma pirâmide relacionando a incidência e gravidade de problemas de saúde e efeitos da poluição atmosférica, como pode ser verificado na .



Figura 4 - Efeitos sobre a saúde relacionados ao aumento da poluição atmosférica

Fonte: *Health Canada* (2003) apud TACO (2006).

De acordo com a pirâmide, os casos mais graves atingem uma parte menor da população em geral, abrangendo problemas como consultas médias, entradas hospitalares e até mesmo a morte. Já os casos menos graves afetam uma parte muito maior da população, recorrendo sobre efeitos sutis e, no máximo, utilização de remédios e redução do desempenho físico.

Tabela 3 - Fontes, características, efeitos sobre a saúde e meio ambiente dos principais poluentes na atmosfera

Poluente	Características	Fontes principais	Efeitos gerais ao meio ambiente	Efeitos gerais sobre a saúde humana
Partículas Inaláveis Finas (MP _{2,5})	Partículas de material sólido ou líquido suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem etc., que podem permanecer no ar e percorrer longas distâncias. Faixa de tamanho < 2,5 µm	Processos de combustão (industrial, veículos automotores), aerossol secundário (formado na atmosfera) como sulfato e nitrato, entre outros	Danos à vegetação, deterioração da visibilidade, contaminação do solo e água	Quanto menor o tamanho da partícula, maior o efeito negativo sobre a saúde humana, afetando aqueles com doenças pulmonares, asma etc.
Partículas Inaláveis (MP ₁₀) e Fumaça	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. Faixa de tamanho < 10 µm	Processos de combustão (indústria e veículos automotores), poeira ressuspensa, aerossol secundário (formado na atmosfera)	Danos à vegetação, deterioração da visibilidade e contaminação do solo e água	
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. Faixa de tamanho < 50 µm	Processos industriais, veículos motorizados (exaustão), poeira de rua ressuspensa, queima de biomassa. Fontes naturais: pólen, aerossol marinho e solo	Danos à vegetação, deterioração da visibilidade e contaminação do solo e água	
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	Gás incolor, com forte odor, semelhante ao gás produzido na queima de palitos de fósforos. Pode ser transformado a SO ₃ , que na presença de vapor de água, passa rapidamente a H ₂ SO ₄ . É um importante precursor dos sulfatos, um dos principais componentes das partículas inaláveis	Processos que utilizam queima de óleo combustível, refinaria de petróleo, veículos a diesel, produção de polpa e papel, fertilizantes	Pode levar à formação de chuva ácida, causar corrosão aos materiais e danos à vegetação: folhas e colheitas	Desconforto na respiração, doenças respiratórias, agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares já existentes. Pessoas com asma, doenças crônicas de coração e pulmão são mais sensíveis ao SO ₂
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	Gás marrom avermelhado, com odor forte e muito irritante. Pode levar à formação de ácido nítrico, nitratos (o qual contribui para o aumento das partículas inaláveis na atmosfera) e compostos orgânicos tóxicos, além de	Processos de combustão envolvendo veículos automotores, processos industriais, usinas térmicas que utilizam óleo ou gás, incinerações	Pode levar à formação de chuva ácida, danos à vegetação e à colheita	Aumento de sensibilidade à asma e à bronquite, abaixar a resistência às infecções respiratórias

Poluente	Características	Fontes principais	Efeitos gerais ao meio ambiente	Efeitos gerais sobre a saúde humana
	ozônio			
Monóxido de Carbono (CO)	Gás incolor, inodoro e insípido	Combustão incompleta em veículos automotores e queimas de madeiras		Altos níveis de CO estão associados a prejuízo dos reflexos, da capacidade de estimar intervalos de tempo, no aprendizado, de trabalho e visual.
Ozônio (O ₃)	Gás incolor, inodoro nas concentrações ambientais e o principal componente da névoa fotoquímica	Não é emitido diretamente para a atmosfera. É produzido fotoquimicamente pela radiação solar sobre os óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis	Danos às colheitas, à vegetação natural, plantações agrícolas; plantas ornamentais	Irritação nos olhos e vias respiratórias, diminuição da capacidade pulmonar. Exposição a altas concentrações pode resultar em sensações de aperto no peito, tosse e chiado na respiração. O O ₃ tem sido associado o aumento de admissões hospitalares.

Fonte: Adaptado de CETESB (2013b) e Taco (2006).

1.2.1.1 Padrões de qualidade do ar

O nível da poluição atmosférica no Brasil é medido através de alguns poluentes estabelecidos de forma a servirem como indicadores da qualidade do ar. A lista de poluentes definidos para determinação da qualidade do ar, segundo a resolução CONAMA 03/90, está restrita a um grupo de poluentes que são frequentemente discutidos pelas suas respectivas importâncias sobre efeitos adversos negativos que causam sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana. Esses são: as partículas totais em suspensão (PTS), a fumaça, as partículas inaláveis (PI), o dióxido de enxofre (SO₂), o monóxido de carbono (CO), o ozônio (O₃), o dióxido de nitrogênio (NO₂). Além desses, usualmente são incorporados os oxidantes fotoquímicos além do ozônio, como os hidrocarbonetos totais (HC) e os óxidos de nitrogênio (NO_x) (INEA, 2009).

São padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo. Já os padrões secundários de qualidade do ar podem ser considerados como as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo.

O objetivo do estabelecimento de padrões secundários é criar uma base para uma política de prevenção da degradação da qualidade do ar. Devem ser aplicados às áreas de preservação (por exemplo: parques nacionais, áreas de proteção ambiental, estâncias turísticas etc.). Não se aplicam, pelo menos em curto prazo, a áreas de desenvolvimento, onde devem ser aplicados os padrões primários. Como prevê a própria Resolução CONAMA N° 03/90, a aplicação diferenciada de padrões primários e secundários requer que o território nacional seja dividido em classes I, II e III conforme o uso pretendido. A mesma resolução prevê ainda que, enquanto não for estabelecida a classificação das áreas, os padrões aplicáveis serão os primários (CETESB, 2013b).

Os padrões nacionais estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 03 de 1990 são apresentados na Tabela 4 a seguir.

Tabela 4 - Padrões nacionais de qualidade do ar - Resolução CONAMA nº 03 de 1990

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário $\mu\text{g m}^{-3}$	Padrão Secundário $\mu\text{g m}^{-3}$
Partículas totais em suspensão	24 horas ¹	240	150
	MGA ²	80	60
Partículas inaláveis	24 horas ¹	150	150
	MAA ³	50	50
Fumaça	24 horas ¹	150	100
	MAA ³	60	40
Dióxido de enxofre	24 horas ¹	365	100
	MAA ³	80	40
Dióxido de nitrogênio	1 hora ¹	320	190
	MAA ³	100	100
Monóxido de carbono	1 hora ¹	40.000 (35 ppm)	40.000 (35 ppm)
	8 horas ¹	10.000 (9 ppm)	10.000 (9 ppm)
Ozônio	1 hora ¹	160	160

1 - Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

2 - Média geométrica anual.

3 - Média aritmética anual.

Fonte: CONAMA, 1990.

1.2.2 Emissões de poluentes veiculares e suas variáveis

Considerando que o sistema de fontes móveis influencia na qualidade do ar urbano, a maioria dos poluentes emitidos para atmosfera é oriundo do processo de combustão dos veículos.

Nesse sentido, os ônibus e caminhões são responsáveis pela principal emissão de óxidos de nitrogênio e de enxofre, enquanto que os veículos leves (automotores de passeio e de uso misto) movidos a gasolina e a álcool são os principais emissores de monóxido de carbono e hidrocarbonetos (TACO, 2006; LOUREIRO, 2005).

De acordo com o DENATRAM (1980), os veículos automotores são divididos de duas formas:

- **Ciclo Otto**, com motores de ignição por faísca, nos quais uma centelha inicia de modo forçoso o processo de combustão da gasolina, etanol ou gás natural veicular;
- **Ciclo Diesel**, com motores com combustão espontânea, nos quais a compressão do ar, que é aquecido para a injeção do combustível, é responsável pelo início do processo de combustão do óleo diesel.

Ainda de acordo com a motorização, os veículos automotores podem ser divididos em veículos leves, os quais usam majoritariamente gasolina, etanol e GNV como combustível, e veículos pesados, que utilizam o óleo diesel (DENATRAM, 1980).

Tais motores apresentam diferenças no funcionamento, na robustez, nas relações de compressão, no sistema de introdução de combustível e na ignição. Nos veículos movidos a gasolina (ciclo Otto), as emissões dividem-se entre o escapamento, o cárter, o carburador (quando for o caso) e o tanque de combustível. Nos veículos movidos a diesel, as emissões se concentram no escapamento, com predominância de material particulado sob a forma de fumaça (DENATRAN, 1980).

É preciso também ressaltar o fato de que as emissões de poluentes ocasionadas por um veículo podem ter distintas fontes, tais como as emissões de gases e partículas pelo escapamento do veículo, emissões evaporativas de hidrocarbonetos do combustível, emissões de gases do cárter do motor, subprodutos da combustão que passam pelos anéis de segmento do motor e por vapores do óleo lubrificante, emissões de partículas provenientes do desgaste de pneus, freios, embreagem e demais peças, ressuspensão de partículas já depositadas nas vias e emissões evaporativas de combustível nas operações de transferência de combustível durante abastecimento.

As emissões de poluentes geradas por veículos automotores não são iguais em termos de valores unitários entre todos os veículos. Além dos próprios fatores associados à mecânica de cada veículo (e.g.: tipo do motor, regulagem, idade, tecnologias associadas ao consumo, catalisador e o estado de manutenção e conservação do maquinário), também há características que afetam as emissões associadas à tipologia do combustível, o tamanho do veículo, modo de operação do veículo, volume de tráfego, temperatura ambiente etc.

O tipo de combustível utilizado define a qualidade da queima da mistura ar-combustível dentro do motor. A composição e o tipo do combustível influenciam diretamente nas emissões, onde motores a Diesel emitem maiores concentrações de partículas em suspensão e óxidos de enxofre. Ao passo que motores do ciclo Otto emitem maiores concentrações de monóxido de carbono. A emissão de hidrocarbonetos depende mais estreitamente da qualidade do combustível e do grau de oxidação incompleta.

Segundo Tavares (2009),

os motores de ciclos Diesel e Otto emitem poluentes em comum, embora em quantidades bem distintas. Motores do ciclo Otto emitem monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HCs) em quantidades muito maiores do que os motores do ciclo Diesel. Esses, por sua vez, emitem óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP) em quantidades muito maiores do que os motores do ciclo Otto. Os produtos da reação de combustão, exceto CO₂, H₂O, (...) são denominados produtos da combustão incompleta.

Com relação ao modo de operação e aos ciclos semafóricos, Taco (2006) descreve o seguinte:

A emissão de poluentes gasosos é estreitamente dependente das condições de tráfego, cujas características podem variar consideravelmente de uma área para outra. Controle nas interseções, números de faixas de rolamento, tempos de semáforo, facilidades para estacionamento e permissividade de conversões são fatores relacionados ao sistema de tráfego local com consequências indiretas na emissão veicular.

O modo de operação, em geral, incorpora também algumas das variáveis características do sistema de tráfego local. No entanto, outras variáveis não consideradas anteriormente, como o desempenho, a velocidade, o comportamento e o estilo de dirigir de cada motorista, podem provocar sensíveis diferenças tanto no consumo de combustível quanto na emissão de poluentes. No regime de marcha lenta, o motor opera com uma mistura rica em combustível, ou seja, um excesso de combustível para a quantidade de ar aspirada pelo motor, comprometendo a eficiência da combustão. Por conseguinte, altas taxas de emissão de poluentes, elevação do consumo de combustíveis e dos tempos de viagem serão prejudiciais ao bom funcionamento do motor.

Por fim, a regulagem e manutenção de peças dos veículos acabam por afetar a quantidade de emissão ao relacionar a capacitação técnica, cuidados com os serviços, peças de reposição e hábitos de manutenção de cada proprietário de veículo.

A esse despeito e de modo exemplificativo, a Tabela 5 apresenta um resumo da redução histórica dos valores máximos permitidos para emissões de poluentes veiculares para a categoria de veículos leves de acordo com os critérios estabelecidos pelo PROCONVE e ABNT, especificamente a NBR 6601/2012 (ABNT, 2012).

Tabela 5 - Limites máximos de emissão para veículos leves novos

Ano	CO (g km ⁻¹)	HC (g km ⁻¹)	NO _x (g km ⁻¹)	R.CHO (g km ⁻¹)	MP (g km ⁻¹)
1989-91	24,0	2,10	2,00	-	-
1992-96	24,0	2,10	2,00	0,15	-
1992-93	12,0	1,20	1,40	0,15	-
1994	12,0	1,20	1,40	0,15	0,05
1997	2,00	0,30	0,60	0,03	0,05
2003	2,00	0,30	0,60	0,03	0,05
2005 (40%)	2,00			0,03	0,05
2006 (70%)	2,00	0,165 ou 0,306	0,257	0,03	0,05
2007 (100%)	2,00			0,03	0,05
2009	2,00	0,055 ou 0,306 ₁		0,02	0,05
2009	2,00		0,127	0,02	0,05
2010	2,00	0,306 ¹	0,127	0,02	0,05
2011	2,00	0,306 ¹	0,127	0,02	0,05
2012	2,00	0,306 ¹	0,127	0,02	0,05
2013	1,30	-	0,08	-	0,05
2014	1,30	0,306 ¹	0,08	0,02	-
2015	1,30	0,306 ¹	0,08	0,02	-

Fonte: IBAMA, 2013; CETESB, 2013c

1 – Emissão evaporativa de combustível: apenas para veículos do ciclo Otto, exceto a GNV.

Ressalta-se ainda que é prevista a implantação de uma nova etapa no ano de 2014 para ainda maiores reduções de emissões de poluentes. Dentre estes, as taxas de emissões de CO, NO_x, MP e evaporativas terão os valores de 1,30, 0,08, 0,025 e 1,5 g/km respectivamente, o que ressalta a tendência institucional das exigências de melhorias com relação às emissões.

Vale lembrar que, cada vez mais, se tenta adotar medidas regulatórias e inclusão de novas tecnologias (ARAÚJO et al., 2009) para que os valores máximos de emissões de poluentes sejam minimizados em prol das condições da qualidade do ar e de modo a mitigar a crescente frota veicular², como é o caso dos próprios valores apresentados pelo PROCONVE e da adoção do Diesel S50 mais recentemente.

1.2.3 Principais gases emitidos pelos veículos e seus efeitos

Os principais poluentes emitidos diretamente pelos veículos automotores são: o monóxido de carbono (CO), os hidrocarbonetos (HC), os óxidos de nitrogênio (NO_x), os óxidos de enxofre (SO_x), o material particulado (MP) (partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis e partículas inaláveis finas) e os aldeídos.

1.2.3.1 Monóxido de carbono

O monóxido de carbono (CO) é um gás incolor que resulta da queima incompleta de combustíveis (e.g.: lenha, gasolina, madeira, óleo diesel, carvão vegetal etc.) e tóxico a quem o respira. O monóxido de carbono “compete” com o oxigênio na combinação com a hemoglobina no sangue, formando a carboxihemoglobina. Apresenta uma afinidade com a hemoglobina 210 vezes maior do que a afinidade do oxigênio com a hemoglobina. Dessa forma a carboxihemoglobina será preferencialmente formada, ocorrendo intoxicação que pode levar à morte em poucas horas ou minutos. Produz efeitos nos sistemas nervoso central, cardiovascular, pulmonar e outros (LACERDA et al., 2005; VALERO, 2008). Os sintomas de intoxicação são: desconforto físico, náuseas, dor de cabeça, tontura, perda de concentração (DUARTE, 2006; MONITORAR-RIO, 2012).

O monóxido de carbono é formado em grande quantidade nas altas temperaturas do início do processo de combustão, oxidando-se nos processos subsequentes de expansão e resfriamento, formando o dióxido de carbono (CO₂), em condições ideais de queima.

Vale ressaltar que os níveis atmosféricos de CO nas áreas urbanas mostram uma correlação positiva com a densidade de tráfego veicular e uma correlação negativa com a

² Segundo os dados da frota nacional apresentada pelo DENATRAN, somente o município do Rio de Janeiro apresentava até o mês de dezembro de 2012 um número total de 2.326.286 veículos (DENATRAN, 2013).

velocidade dos ventos, devido à facilidade de dispersão. Por isso, áreas urbanas podem apresentar níveis médios de CO em ordem de ppm, muitas vezes maior do que em áreas remotas (LOUREIRO, 2005).

O monóxido de carbono além de despertar interesse para ciência devido ao exposto acima, também representa um eficiente parâmetro de monitoramento para indicar a atividade de veículos automotores em uma área. Isso se deve ao fato desse poluente ser pouco reativo na atmosfera (ANJANEYULU, 2006; PATTERSON; RECORD, 1974). Desse modo, o CO pode ser utilizado para correlacionar sua crescente concentração no ambiente a atividades veiculares, ou seja, aumento do fluxo veicular.

Nesse sentido, Anjaneyulu *et al.*, (2006) concluíram através de estudos estatísticos e de contagens e monitoramento de campo que a concentração de poluente CO aumentou com o incremento do número de veículos. Além disso, há variação de da concentração ambiente de monóxido de carbono relacionada ao fluxo veicular e sua velocidade, indicando que a concentração do CO diminui com o aumento da velocidade dos veículos, sendo a razão devida ao tempo de residência dos veículos na via.

1.2.3.2 Óxidos de nitrogênio

O termo NO_x representa a soma das concentrações de óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), óxido nitroso (N₂O), trióxido de dinitrogênio (N₂O₃) e pentóxido de nitrogênio (N₂O₅). Atenção maior é dada ao NO e NO₂, que são gases de exaustão resultantes da queima de combustíveis fósseis, constituindo-se principalmente de NO, que representa de 90 a 92,5% do total do NO_x emitido, dadas às características cinéticas na oxidação do NO₂ durante a queima de combustíveis (SEINFELD; PANDIS, 2006). O NO emitido à atmosfera é gradualmente oxidado, formando dióxido de nitrogênio dependendo da concentração de demais gases poluentes

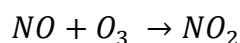
O NO é um gás que não apresenta odor nem cor e é produzido em processo de combustão pela oxidação de N₂ e O₂, ambos presentes em bastante concentração no ar atmosférico. A reação $N_2 + O_2 \rightarrow 2NO$ é favorável em altas temperaturas, quando as colisões entre as moléculas de nitrogênio e oxigênio tornam-se suficientemente vigorosas para quebrar a ligação covalente N-N. e, por isso, sua produção é maior em motores de veículos pesados (SALA, 1999 apud TACO, 2006; USEPA, 2013b). Os automóveis também produzem NO, sobretudo quando estão em alta velocidade.

A formação dos NO ocorre por três diferentes mecanismos fundamentais: (a) dissociação térmica e subsequente reação do nitrogênio e oxigênio moleculares presentes

no ar de combustão em altas temperaturas; (b) evolução e reação do nitrogênio ligado ao combustível com oxigênio e (c) formação intermediária de ácido cianídrico (HCN), seguido de sua oxidação para NO (SEINFELD; PANDIS, 2006).

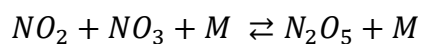
O NO₂ é um gás amarronzado que causa irritação de garganta e vias respiratórias, agravamento de asma e bronquites, infecções respiratórias e também é responsável pela formação da névoa marrom em eventos de *smog fotoquímico*, através da reação com hidrocarbonetos e ozônio.

De acordo com a bibliografia (SEINFELD; PANDIS, 2006), à noite, o NO₂ não sofre fotólise e, assim, o comportamento dos óxidos de nitrogênio é diferente do período diurno. No período noturno, o NO presente na troposfera reage rapidamente com o O₃. Desse modo, quase todo o NO_x noturno é composto por NO₂, não havendo consideráveis presenças de NO.



Equação 1

Nesse período, também ocorre a formação de NO₃ devido à reação do NO₂ com o O₃. Por sua vez, o nitrato (NO₃) também reage com o NO₂ para formação de N₂O₅, sendo este último consumido em poucos minutos para equilíbrio da reação, conforme apresenta a Equação 2.



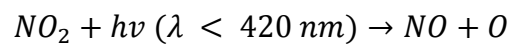
Equação 2

Segundo informações da agência ambiental norte americana (USEPA, 2013b), exposições de NO₂ de curto prazo, variando de 30 minutos a 24 horas, podem causar efeitos respiratórios adversos, incluindo a inflamação das vias aéreas em pessoas saudáveis e aumento de sintomas respiratórios em pessoas com asma. Além disso, o NO_x reage com a amônia, com umidade e outros compostos de modo a formar pequenas partículas. Essas pequenas partículas penetram profundamente em partes sensíveis dos pulmões e podem causar ou agravar doenças respiratórias, como enfisema e bronquite, agravando doenças cardíacas existentes, levando ao aumento de internações hospitalares e morte prematura.

De fato, áreas com significativo tráfego veicular apresentam concentrações de NO_x de duas a três vezes maiores que em áreas sem tráfego veicular. Ainda, áreas próximas a estradas e vias de grande fluxo de veículos, em até 50 metros de distância, têm concentrações de 30 a 100% maiores que as áreas mais distantes das mesmas vias (USEPA, 2011).

Um fator importante a ser mencionado com relação ao comportamento dos óxidos de nitrogênio na atmosfera é sua característica de fotodissociação do NO_2 , também conhecida nos modelos como taxa de fotólise do NO_2 ou $j_{(\text{NO}_2)}$.

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), a fotodissociação é o fenômeno no qual um gás absorve determinado comprimento de onda da luz solar, causando agitação e dissociação entre os elementos da molécula. O NO_2 é um gás capaz de absorver grande parte do espectro eletromagnético solar. A dissociação ocorre até o comprimento de onda (λ) 420 nm e é maior quando esse gás absorve a faixa entre 200 e 270 nm, ocorrendo em 90% dos casos a dissociação do NO_2 em $\text{NO} + \text{O}$, conforme descrito na Equação 3.



Equação 3

Portanto, a taxa de fotodissociação está diretamente relacionada à temperatura ambiente e à radiação solar incidente sobre a troposfera, que, por sua vez, depende de fatores como latitude do local, época do ano e estação, cobertura de nuvens e altitude. Com isso, a concentração de NO_2 tende a decrescer à medida que a taxa de fotólise aumenta.

Segundo Trebs et al. (2009). A metodologia mais eficaz para obter os valores de $j_{(\text{NO}_2)}$ são através de mensurações de campo com utilização de espectralradiômetros ou filtros radiômetros. Contudo, na ausência de tais equipamentos, algumas correlações podem ser realizadas. Nos casos mais simples a taxa de fotólise pode ser obtida com parametrização dos dados de radiação solar global.

Esses autores executaram um extenso estudo ao redor de mundo (nove cidades, inclusive Jaru, no estado de Rondônia, no Brasil) para alcançar uma função polinomial de segunda ordem capaz de gerar a taxa de fotodissociação do NO_2 , conforme é apresentada na Equação 4. Os resultados de $j_{(\text{NO}_2)}$ e a radiação global medidos em campo pelos autores são apresentados na Figura 5.

$$j_{\text{NO}_2} = (B_1 x G + B_2 x G^2)$$

Equação 4

Onde B_1 e B_2 são os coeficientes da polinomial, cujos valores, para as medições realizadas no Brasil são $1,47 \times 10^{-5} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ para B_1 e $-5,32 \times 10^{-6} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ para B_2 , sendo G a radiação global incidente sobre o ponto e monitorada, em W/m^2 . Esses valores são típicos para regiões de latitude tropical, até 800 metros de altitude e pouco albedo e apresentam com grau de confiança de 95,45% (TREBS et al., 2009).

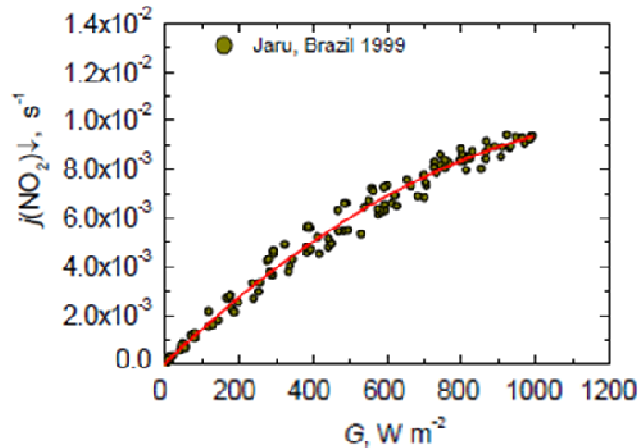


Figura 5 – Comparação dos valores monitorados de G e $j(\text{NO}_2)$ em Jaru

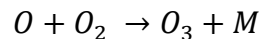
Fonte: Trebs et al. (2009).

1.2.3.3 Ozônio

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), o ozônio é um gás oxidante reativo produzido naturalmente na atmosfera da Terra que apresenta concentrações maiores na camada estratosférica do que na camada próxima ao solo (troposfera).

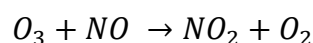
Sendo um poluente secundário que é formado na atmosfera por reações químicas e fotoquímicas iniciadas pela fotólise do dióxido de nitrogênio, a presença de compostos orgânicos na atmosfera causa um desequilíbrio nas reações de formação e consumo de ozônio, fazendo com que ele se acumule em maiores concentrações na troposfera. Quando há presença de NO_2 em período de insolação, a formação de O_3 ocorre em decorrência da fotólise do NO_2 . Ou seja, mesmo não sendo emitidos por veículos, uma vez que é um poluente secundário, o ozônio está ligado aos problemas de poluição oriunda de fonte veicular, pois os COVs e os óxidos de nitrogênio são emitidos por essas fontes.

De acordo com Seinfeld e Pandis, (2006), não há outras fontes na troposfera de formação de ozônio a não ser a seguinte, descrita na reação da Equação 5.



Equação 5

Onde M é um terceiro elemento, uma vez formado, o ozônio reage com o NO , gerando NO_2 , como apresentado na Equação 6, principalmente na ausência de ambientes ensolarados.



Equação 6

Desse modo, a concentração de ozônio na troposfera depende diretamente das concentrações de NO_x .

Grandes cidades que apresentam características de temperaturas altas e forte radiação solar, especialmente em latitudes tropicais, têm apresentado problemas de qualidade do ar relacionados principalmente com as altas concentrações de ozônio, sendo este um poluente foco de esforços pelas agências ambientais ao redor do mundo (PERMADI; OANH, 2008; ORLANDO *et al.*, 2010).

O ozônio causa diversos danos a materiais, obras de artes, além de ser fitotóxico e causar grandes danos à agricultura e à vegetação de maneira geral (SEINFELD; PANDIS, 2006). Com relação aos danos à saúde humana, o poluente causa dificuldades na respiração profunda, falta de ar e dor ao realizar respirações profundas, tosse, dor de garganta, inflamação das vias aéreas, agravamento de doenças pulmonares, aumento da frequência de ataques cardíacos e enfraquecimento dos pulmões frente a infecções (USEPA, 2011).

1.2.3.4 Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)

Os COVs são gases e vapores resultantes da queima incompleta de combustíveis e evaporação de combustíveis e solventes, tanto sólidos quanto líquidos e apresentam a característica de evaporar sob condições de temperatura e pressão ordinárias.

Esse poluente inclui uma grande variedade química, alguns com efeitos adversos em curto prazo e outros em longo prazo (USEPA, 2014). Diversos COVs, como o benzeno, são cancerígenos e mutagênicos, não havendo uma concentração ambiente totalmente segura. São expelidos pelo motor em maiores quantidades quando este opera com misturas ricas em combustível (CETESB, 2012).

Segundo Seinfeld e Pandis (2006) e Da Costa (2002) as parafinas, as olefinas e compostos aromáticos apresentam diferentes reatividades no processo de formação de ozônio, além de também apresentarem diferentes efeitos tóxicos e elevados riscos à saúde humana. Compostos como os COVs estão associados ao desenvolvimento de câncer pulmonar. As emissões veiculares de hidrocarbonetos com elevada toxicidade incluem benzeno, 1,3 butadieno, hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH) e aldeídos (RCHO).

A preocupação para com os COVs deve-se também ao fato de esses poluentes participarem do processo do *smog* fotoquímico, sob certas condições meteorológicas, pesando para a formação de ozônio na camada troposférica.

Em torno de 85-90% dessas emissões de tóxicos provêm do escapamento, e o restante vem diretamente da evaporação ou das perdas na distribuição. As emissões evaporativas de benzeno são originadas da presença desse composto na gasolina e da combustão incompleta de outros hidrocarbonetos aromáticos existentes na gasolina (LOUREIRO, 2005). Vale

ressaltar que a Resolução ANP nº 40 (ANP, 2013) estabelece um limite da presença de benzeno, por exemplo, de 1,0 % do volume tanto na gasolina comum quanto na aditivada.

1.2.3.5 Partículas em suspensão – material particulado

Sob a denominação geral de material particulado se encontra um conjunto de poluentes constituídos de poeiras, fumaças e todo tipo de material sólido e líquido que se mantém suspenso na atmosfera por causa de seu pequeno tamanho. As partículas em suspensão no ar são formadas pelos poluentes partículas inaláveis (MP_{10}), partículas respiráveis finas ($MP_{2,5}$), fumaça e partículas totais em suspensão (PTS).

As PTSs apresentam diâmetro aerodinâmico menor que 50 μm . O MP_{10} é aquele cujo diâmetro aerodinâmico é menor que 10 μm . Dependendo da distribuição de tamanho na faixa de 0 a 10 μm podem ficar retidas na parte superior do sistema respiratório ou penetrar mais profundamente, alcançando os alvéolos pulmonares. Já o $MP_{2,5}$ é aquele cujo diâmetro aerodinâmico é menor que 2,5 μm . Devido ao seu tamanho diminuto, penetram profundamente no sistema respiratório, podendo atingir os alvéolos pulmonares.

As partículas com tamanho aerodinâmico menores, isto é MP_{10} e $MP_{2,5}$, e partículas ainda menores que estas últimas, possuem cada vez mais interesse de estudo por penetrarem mais profundamente no aparelho respiratório e causar maiores danos à saúde humana. Já as partículas maiores, chamadas de partículas grossas, por permanecerem menos tempo suspensão na atmosfera e por serem filtradas mais facilmente pelos primeiros níveis do aparelho respiratório, causam menos danos à saúde humana. Contudo, podem afetar desfavoravelmente a qualidade de vida da população, interferindo nas condições estéticas do ambiente e prejudicando as atividades normais da comunidade.

Segundo informações da agência ambiental norte americana (USEPA, 2011), os poluentes MP_{10} e $MP_{2,5}$ têm a mesma origem. De um modo geral, ambos estão relacionados a fontes naturais e antrópicas. Dentre as naturais são listadas queimas naturais, partículas do solo e pólen. Dentre as antrópicas, as importantes são queima de combustíveis, atividades da agricultura, processos industriais e minerários, automóveis e incêndios induzidos.

A agência aponta que o material particulado, principalmente partículas finas ($MP_{2,5}$) têm o maior impacto demonstrado na saúde humana. Seu pequeno tamanho permite-lhes alcançar os pulmões e de lá provocar inflamação no pulmão, vasos sanguíneos e coração, e talvez outros órgãos, tais como irritação das vias respiratórias, tosse e dificuldade em respirar, redução da função pulmonar, asma agravada, bronquite crônica, batimento cardíaco irregular, ataques cardíacos e alguns tipos de câncer (USEPA, 2011).

A fumaça, por sua vez, é associada a materiais particulados oriundos de processos de combustão interferindo na refletância da luz que incide na poeira, o que confere a esse parâmetro a característica de estar diretamente relacionado ao teor de fuligem na atmosfera (CETESB, 2012b).

Com relação às emissões das exaustões dos veículos, tem-se que,

a maior parte do material particulado emitido pelas exaustões dos veículos é composta de partículas grossas, de diâmetro de 15 a 100 μm . Seus efeitos estão relacionados com a diminuição da qualidade de vida urbana devido às sensações desagradáveis que impressiona os sentidos, a redução de visibilidade e a interferência na operação segura nas vias. Partículas menores, mais nocivas ao organismo, formam-se primeiramente durante a combustão, tendo como matéria-prima os aditivos colocados nos combustíveis. Essas partículas, por suas pequenas dimensões, 0,01 a 10 μm , penetram no organismo, causando lesões ou depósitos inconvenientes nos brônquios, faringe e pulmão (TACO, 2006).

1.2.3.6 Óxidos de enxofre

Os óxidos de enxofre (SO_x) são gerados a partir da queima de combustíveis ricos em enxofre, tanto no setor industrial (fontes fixas) quanto pelos veículos automotores (fontes móveis). Neste último caso, principalmente pela frota composta por motores de Ciclo Diesel, devido ao alto teor de enxofre contido neste tipo de óleo.

Dentre os componentes das emissões de SO_x destaca-se o dióxido de enxofre (SO_2), que apresenta efeitos relacionados com diversos tipos de irritação, principalmente no aparelho respiratório, podendo ser temporárias ou permanentes. A exposição a altas concentrações de SO_2 agrava as doenças respiratórias e cardiovasculares pré-existentes. Além disso, exposições prolongadas a baixas concentrações de SO_2 têm sido associadas ao aumento de morbidade cardiovascular em pessoas idosas. Em certas condições, o SO_2 pode transformar-se em SO_3 , por ação catalítica de metais mediante a absorção de energia solar, e que, quando combinado com a umidade do ar, produz ácido sulfúrico. Formando-se H_2SO_4 , as chuvas ácidas podem causar danos, como corrosão, em diversos materiais. (SALA, 1999 apud TACO, 2006).

1.3 Meteorologia e fenômenos de dispersão na troposfera

Na atmosfera ocorrem continuamente fenômenos de expansão e contração de gases ocasionados pela troca de calor, podendo provocar fenômenos em escala global, regional e local.

Conforme apresentado anteriormente, a troposfera é a camada de interesse em assuntos de dispersão de poluentes emitidos pelo homem. Sendo a troposfera a camada mais baixa da atmosfera, aquela mais afetada pela superfície terrestre, é também aquela que tem seus fenômenos físicos mais visíveis ao homem. Como consequência da variação da temperatura, surge uma corrente de propagação de calor por convecção, que funciona como

reguladora de calor no sistema climático e apresenta uma variação de temperatura vertical de cerca de 1 °C a cada 100 metros (SEINFELD; PANDIS, 2006). Devido a essas movimentações verticais e horizontais das massas de ar existentes na troposfera, os poluentes são dispersos por essa região da atmosfera.

1.3.1 Elementos climáticos

Para se realizar uma análise de comportamento de poluentes emitidos à atmosfera, faz-se necessário também entender sucintamente os fenômenos físicos que impactam diretamente o sistema, pois estes são mutáveis ao longo do tempo e do espaço. Dentre os principais elementos climáticos, destacam-se:

1.3.1.1 Radiação solar

A origem da radiação eletromagnética solar é encontrada no interior do Sol onde, sob condições de alta pressão e temperatura, o hidrogênio se transforma em hélio. É um processo de fusão nuclear e o calor gerado se propaga por condução e convecção para a sua superfície. Tal energia atinge a Terra e é importantíssima tanto em termo de definição de fenômenos que se desenvolvem na atmosfera com grande importância para o balanço calórico climático, como para a formação e reação de gases na atmosfera (AYOADE, 2006).

Além disso, a radiação solar influencia em todos os demais poluentes climáticos. Sua mensuração é dada expressa em W/m^2 por meio de sensores piranômetros.

1.3.1.2 Temperatura

Dentre as possíveis explicações sobre a temperatura, a mais correta é aquela mais abrangente, onde avaliar o estado térmico de um corpo ou sistema, a despeito de simples estágio de agitação entre moléculas ou deslocamento da energia cinética de um átomo ou molécula.

No caso do ar, temperatura é a medida do calor sensível nele armazenado. Os fatores que influenciam a distribuição da temperatura sobre a superfície da Terra ou parte dela são a quantidade de insolação recebida, a natureza da superfície, a distribuição a partir de corpos hídricos, o relevo, a natureza dos ventos predominantes e as correntes oceânicas, normalmente diminuindo com a altitude crescente.

Em relação à umidade, quanto menos vapor de água, maior será a quantidade de radiação desprendida pela superfície terrestre que escapa para o espaço (AYOADE, 2006). Tratando-se da velocidade do vento, a variação de temperatura é menor em dias com ventos

do que em dias calmos. Efeito pelo qual nas regiões costeiras, as brisas marítimas e terrestres influenciam na variação térmica diária.

1.3.1.3 Pressão atmosférica

Por definição, pressão atmosférica é a força exercida pela coluna de ar sobre uma superfície. Ao nível do mar, o valor padrão considerado por convenção para as CNTP é de 1 atm, ou 1.103 mb. Segundo Teixeira (2009), regiões de alta pressão atmosférica atingem valores próximos a 1.040 mb e regiões de baixa pressão atingem valores próximos a 980 mb.

A pressão atmosférica em um local está associada a) à altitude, avalia-se que quanto maior a altitude, menor a coluna de ar sobre uma superfície, diminuindo a pressão sobre tal superfície e; b) à temperatura, onde em temperaturas mais elevadas, a energia cinética das moléculas é maior, o que gera expansão do ar e diminui a pressão atmosférica local (AYOADE, 2006). Tais fenômenos interferem nas condições de dispersão atmosférica de um poluente ao afetar as condições de circulação de ventos e a estabilidade atmosférica.

1.3.1.4 Ventos

A circulação geral da atmosfera é o movimento, em larga escala, no tempo e no espaço, sendo controlada por diversos fatores, tendo componentes verticais e horizontais e causada pelo desequilíbrio na radiação líquida. Outros fatores como a topografia, a distância de superfícies continentais e oceânicas e as correntes oceânicas também influenciam na circulação atmosférica. A componente vertical do movimento do ar é importante, porém é relativamente pequena se for comparada com a componente horizontal, geralmente chamada de vento. (AYOADE, 2006; TAVARES, 2009).

É importante ressaltar que os ventos das camadas mais superiores são mais velozes devido a diminuição do atrito com a superfície terrestre, pois a superfície da Terra apresenta obstáculos que oferecem resistência física à passagem do ar reduzindo sua velocidade, caracterizando-se assim uma força de atrito (TAVARES, 2009).

Parâmetros como temperatura e radiação solar e pressão atmosférica influenciam diretamente nas condições da circulação atmosférica em todas as escalas. Em estudos de dispersão de poluentes em escala micro e local, os ventos são elementos importantes para definição do comportamento da pluma, ocasionando em dispersões mais lentas ou rápidas. Também é importante salientar que em microescala, a presença de edifícios e obstáculos em vias causa efeitos sobre o fluxo do vento e a dispersão de uma pluma de poluentes.

Ainda com relação à importância dos ventos para o processo de dispersão dos poluentes, um dado importante é a variação do vento no período analisado, visto que os

modelos gaussianos consideram as condições de vento constantes durante o período de simulação.

1.3.1.5 Umidade atmosférica e precipitação

Conceitualmente, umidade atmosférica é a quantidade de vapor d'água contida na troposfera. De um modo geral, a unidade mais utilizada para sua mensuração é a umidade relativa, que compara a quantidade de vapor medida com uma quantidade de vapor tabelada de acordo com aquela temperatura. É uma grandeza que tem a influência da temperatura do ar, variando de forma inversamente proporcional com a temperatura, sendo mais baixa no começo da tarde e mais elevada à noite e importante em vários processos físico-químicos de formação e reação de poluentes atmosféricos (AYOADE, 2006).

Com relação à precipitação, essa indica qualquer tipo de deposição da molécula de H₂O, em forma de vapor d'água ou gelo, em forma de chuva, neve, orvalho, granizo, geada ou neblina. Da mesma forma que a umidade atmosférica, a precipitação implica diretamente nas concentrações de poluentes na atmosfera (TEIXEIRA, 2009). Geralmente, após um fenômeno de precipitação, as concentrações dos poluentes diminuem drasticamente, pois estes são carregados pela água na sua descendência.

1.3.1.6 Nebulosidade

A nebulosidade é relacionada à quantidade e intensidade de nuvens em determinado local, avaliada como uma barreira à penetração de radiação solar sobre uma superfície (TAVARES, 2009), implicando em impactos sobre outros parâmetros já citados aqui, como temperatura, radiação solar, umidade e precipitação.

1.3.1.7 Turbulência

A turbulência atmosférica está associada a regimes estocásticos do comportamento de vórtices que ocorrem no ambiente tridimensional, no espaço e no tempo da atmosfera, associados ao escoamento do ar na CLP.

Os escoamentos turbulentos são sempre dissipativos, pois há continuamente transformação de energia cinética em energia interna. A turbulência, então, diminui, a menos que a energia seja continuamente fornecida. As fontes de energia para a turbulência na atmosfera são o cisalhamento do escoamento e, em alguns casos, o empuxo. O cisalhamento resulta do contato com a superfície da Terra que devido a sua topografia e rugosidade freia ou acelera o escoamento. O empuxo origina-se do perfil vertical de temperatura em relação ao perfil de estabilidade neutro. Para a turbulência o cisalhamento é sempre uma fonte positiva de energia enquanto o empuxo não o é. Numa atmosfera instável, o empuxo contribui para aumentar a turbulência; em atmosfera estável o empuxo reduz a turbulência (TEIXEIRA, 2009).

1.3.1.8 Estabilidade atmosférica

A estabilidade atmosférica é um parâmetro meteorológico muito importante no estudo da poluição do ar. Tal estabilidade relaciona-se com o perfil vertical de temperatura, ou seja, com a variação da temperatura em função da altitude tendo um papel importante na estrutura dos ventos e principalmente no vento vertical e na turbulência atmosférica (SEINFELD; PANDIS, 2006).

De um modo geral, a estabilidade atmosférica pode ser simplificada de acordo com o processo de gradiente de temperatura relacionada à altitude. a) Gradientes de aproximadamente 1° C a cada 100 metros de altitude representam estabilidade neutra ou perfil adiabático, onde o ar em qualquer altura não tende a subir nem a descer; b) gradientes da ordem de maior que 1° C a cada 100 metros representam atmosfera instável em processos convectivos, ou superadiabática e; c) gradientes menores que 1 °C a cada 100 metros de altitude representam atmosfera estável, ou subadiabática, com dificuldades de movimentação e dispersão dos poluentes (KAIMAL; FINNIGAN, 1994).

Nesse contexto, a classificação de estabilidade da atmosfera mais utilizada é o método de classificação Pasquill. O esquema de classes baseia-se em observações do vento próximo da superfície (10 metros), radiação solar e nebulosidade. A Tabela 6 apresenta a classificação proposta por Pasquill (1961) e aprimorada por Turner (TURNER, 1970 apud TAVARES, 2009).

Tabela 6 - Esquema Pasquill de classificação da estabilidade atmosférica

Velocidade do vento na superfície (10 metros) m/s	Período Diurno			Período Noturno	
	Radiação Solar (W/m ²)			Fração de cobertura de nuvens	
	Forte > 700	Moderada 350 a 700	Leve < 350	$\geq \frac{4}{8}$	$\leq \frac{3}{8}$
< 2	A	A-B	B	--	--
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Onde as classificações de estabilidade são as seguintes:

- Classe A: extremamente instável.
- Classe B: moderadamente instável.
- Classe C: levemente instável.
- Classe D: neutro.
- Classe E: levemente estável.
- Classe F: moderadamente estável.

Quanto à radiação solar, são considerados como forte valores maiores que 700 W m^{-2} ; moderados, valores entre 350 e 700 W m^{-2} e; fracos, valores menores que 350 W m^{-2} .

As maiores vantagens do esquema de classificação de estabilidade de Pasquill estão na simplicidade e confiança relativa nas mensurações que são disponíveis (i.e.: radiação solar, velocidade do vento e nebulosidade).

1.3.1.9 Altura da camada de mistura

A altura da camada de mistura é um parâmetro importante da Camada Limite Planetária (CLP) e pode ser entendida com uma lâmina de ar que abrange desde a superfície até o nível da primeira inversão térmica. Nessa camada, a temperatura potencial é praticamente constante com o aumento da altitude, por causa das turbulências térmicas e mecânicas que favorecem a difusão horizontal e vertical do ar (RIBEIRO, 1978). Essa camada é medida através de radiossondagens via balões meteorológicos.

Geralmente a camada apresenta amplitude máxima durante o período da tarde e mínima pela manhã devido ao ciclo diário da radiação solar. Considera-se que em uma camada mais profunda há melhores condições de difusão de poluentes na atmosfera do que em uma camada menos espessa. Adicionalmente, Ribeiro (1978) aponta que há diferenças notáveis entre áreas marítimas e continentais.

Além do método de mensuração via dados observados, também são utilizados modelos computacionais capazes de calcular a altura dessa camada através de dados meteorológicos.

No verão, devido ao aquecimento da temperatura da superfície da terra e do ar ser mais intenso, maior é a convecção, o que resulta no aumento das temperaturas nos níveis abaixo da camada de inversão. Nota-se também que tais temperaturas são menores em junho. Efeitos meteorológicos como advecção de massas de ar, precipitação, nebulosidade, umidade do solo e do ar atuam de maneira oposta à insolação, fazendo com que a camada seja reduzida.

1.4 Modelagem da dispersão atmosférica

Os modelos de qualidade do ar ou de dispersão de poluentes descrevem matematicamente as distribuições espacial e temporal dos poluentes lançados na atmosfera, que na realidade é a dispersão atmosférica, também chamada de difusão atmosférica ou difusão turbulenta por alguns autores (SEINFELD; PANDIS, 2006). A dispersão atmosférica é definida como o processo físico de movimentação dos poluentes no ar, que é considerado um fluido turbulento e ocorre na CLP. Tal deslocamento ocorre em uma área fixa no espaço, onde quantidades de moléculas de poluentes são carregadas, formadas e consumidas com reagentes de reações químicas no seu interior.

A modelagem matemática utiliza como auxílio o cálculo diferencial e integral, tornando as dimensões da região infinitesimais dando origem a uma equação diferencial parcial denominada equação de transporte, relacionando a concentração de um determinado poluente com as coordenadas espaciais, com o tempo e com a concentração de outros poluentes que possam influenciar a concentração do poluente de interesse.

Também é importante ressaltar, segundo Valero (2008), que fisicamente sabe-se que a movimentação do ar é um fenômeno da maior importância para o transporte dos poluentes na atmosfera estando relacionado com a advecção originada do movimento médio do ar ao conduzir os poluentes junto com o vento médio e com a difusão turbulenta, que dissipa os poluentes no espaço tridimensional. Desse modo, a descrição da circulação atmosférica da região em estudo é de grande importância na modelagem de transporte de poluentes.

Segundo Braga *et al.* (2005), existem três tipos de plumas de poluentes atmosféricos baseados nos respectivos tipos de comportamento: (a) as plumas flutuantes comportam-se de modo mais leve que o ar geralmente por conter gases mais quentes, de densidades menores que o ambiente ou então por conter moléculas mais leves que ar; (b) as plumas densas comportam-se de modo mais pesado que o ar geralmente por conter gases de densidades maiores que o ambiente ou então por conter moléculas mais pesados que ar e; (c) as plumas passivas comportam-se de modo neutro por não conter as mesmas condições de temperatura e densidade que o ar ambiente. Como o intuito do presente estudo é avaliar as dispersões de emissões oriundas de veículos automotores, será descrito sucintamente a seguir algumas teorias que avaliam as dispersões de plumas flutuantes.

Com a finalidade de descrever matematicamente a distribuição espacial e temporal dos contaminantes liberados para a atmosfera, foram sendo criadas, ao longo das últimas décadas, teorias e formulações matemáticas na tentativa de aproximar as modelagens de dispersão

computacionais da complexa dispersão do mundo real. A seguir são apresentadas duas maneiras básicas de descrever dispersão turbulenta de plumas flutuantes. A primeira é a abordagem Euleriana, na qual o comportamento das espécies é descrito em relação a um sistema de coordenadas fixo, abordando o conceito de transferência de calor e massa. A segunda abordagem é a Lagrangiana, onde as alterações de concentração são descritas em relação ao fluido que se move.

As duas abordagens baseiam-se em diferentes tipos de relações matemáticas para as concentrações de espécies que podem, em última análise, ser relacionadas. Vale destacar que cada uma das duas abordagens é uma descrição válida da dispersão turbulenta de poluentes na atmosfera.

1.4.1 Dispersão Euleriana

A dispersão Euleriana considera uma variedade de elementos dentro de um fluido. A concentração de cada espécie, ou elemento, baseia-se em um balanço de material tomado sobre um volume total, com acumulação do material ao longo do tempo relacionada à produção e consumo do material através de reações químicas, basicamente governadas por concentrações e temperatura (SEINFELD; PANDIS, 2006; VALERO, 2008).

A concentração de cada espécie (c_i) deve satisfazer a Equação 7:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_j} (u_j c_i) = D_i \frac{\partial^2 c_i}{\partial x_i \partial x_j} + R_i(c_1, \dots, c_N, T) + S_i(\mathbf{x}, t)$$

$$i = 1, 2, \dots, N$$

Equação 7

Onde u_j é o componente da velocidade do fluido, D_i é a difusão molecular das espécies/poluentes i no fluido, que é turbulento, R_i é a taxa de geração da espécie i através de reações químicas. S_i é a taxa de adição de espécies i no local x e no tempo t .

Devido às incertezas associadas à dispersão turbulenta e suas variáveis estocásticas de velocidade e comportamento do vento, vale ressaltar que a modelagem para a determinação da concentração de uma espécie/polvente no intuito de ser regida diretamente pelas variáveis tempo e espaço não é possível. Por isso, a modelagem ocorre com probabilidade de a concentração estar entre dois valores próximos em um determinado tempo e determinado espaço.

Conceitualmente, Seinfeld e Pandis (2006) explicam que a hipotética realização de um conjunto de experimentos no qual é avaliado o comportamento de uma pluma em dispersão medindo-se a concentração em um determinado ponto a jusante e em determinado tempo por repetidas vezes com as mesmas condições. Cada medição iria indicar uma determinada concentração como resposta. Tal fato deve-se às características estocásticas do vento. Nesse sentido, as repostas das concentrações somente iriam indicar uma concentração média teórica. Notadamente, uma medição individual da concentração de uma espécie diferirá consideravelmente da média prevista ou modelada.

1.4.2 Dispersão Lagrangeana – Teoria Gaussiana

O método lagrangeano para dispersão turbulenta diz respeito ao comportamento de partículas representativas no fluido, que na verdade são representadas por um volume de fluido dado com um “ponto marcado”, com composição diferenciada do fluido que o carrega. Assim, a aproximação lagrangeana para uma difusão turbulenta está relacionada com o comportamento de uma partícula de fluido e a variação das suas propriedades. Considera-se uma partícula de fluido um volume grande ao ser comparado com dimensões moleculares, porém suficientemente pequeno para se comportar como uma partícula seguindo um fluido (SEINFELD; PANDIS, 2006; TEIXEIRA, 2009).

Tal ponto encontra-se na localização x' e no tempo t' dentro do fluido turbulento e a trajetória da partícula no tempo e no espaço é dada por uma função probabilística de densidade (Equação 8).

$$\int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \Psi(x, t) dx = 1$$

Equação 8

Onde $\Psi(x, t)$ é a densidade de probabilidade para uma partícula individual. Contudo, há uma fragilidade importante ao assumir tal comportamento, a equação não considera em suas funções partículas ou espécies em dispersão que sofram reações químicas.

Para modelagens das concentrações médias que consideram situações de emissões contínuas, escopo do presente estudo, deve-se considerar a “força da fonte” em g/s com início das emissões em $t = 0$ e continuando até $t = \infty$.

Fisicamente, Seinfeld e Pandis (2006), explicam que, através de formulações gaussianas, a concentração média emitida continuamente de uma fonte seria uma pluma virtualmente composta de muitas plumas, cada qual com distribuições de concentrações com picos nítidos em seus centroides e descrita matematicamente na Equação 9.

$$\langle c(x, y, z) \rangle = \frac{q}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right)$$

Equação 9

Onde a concentração c no ponto x, y, z tridimensional está associada à força da fonte q , sendo \bar{u} é a velocidade média do vento estocástico e os parâmetros σ são parâmetros de dispersão no espaço nas três dimensões.

À medida que a pluma é carregada pelo vento para longe da sua fonte de emissão, ela irá dispersar sob condições de mudanças turbulentas da velocidade. A Figura 6 apresenta a dispersão de uma pluma em três diferentes condições, onde (a) a está pluma incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são menores que a pluma, fazendo com que esta disperse uniformemente; (b) a pluma está incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são maiores que a pluma, fazendo com que esta se comporte como uma pequena porção de fluido através do campo, apresentando pouca diluição com dissipação das moléculas; e (c) a pluma está incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são de mesmo tamanho que a pluma, nesse caso, a pluma será ao mesmo tempo dispersada e distorcida. Desse modo, é possível verificar que a dispersão de uma pluma está relacionada ao tamanho inicial desta, também relacionada ao comprimento dos redemoinhos de turbulência.

Conforme já visto, a quantidade de material emitido por uma fonte contínua é dada em termos de uma taxa em massa por tempo e pluma de tal fonte emissora deve ser considerada como um número infinito de plumas liberadas sequencialmente.

As dimensões de uma pluma perpendicular ao seu eixo são dadas em termos de desvio padrão da média da distribuição da concentração, visto que as concentrações ao longo de uma seção transversal comportam-se como uma curva gaussiana.

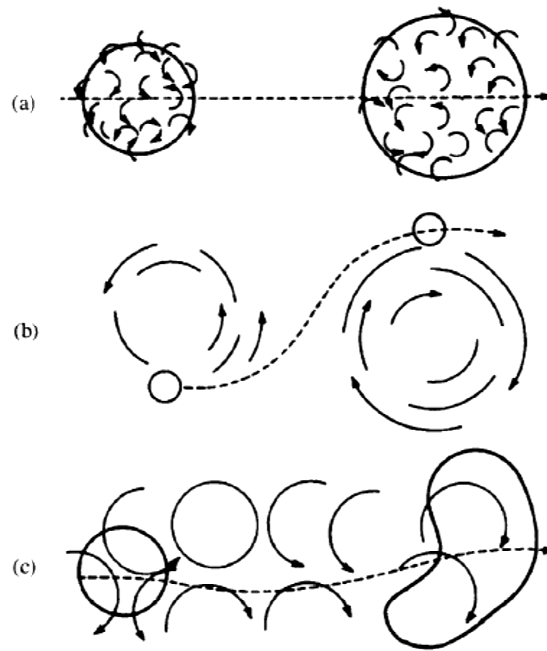


Figura 6 - Dispersão de uma pluma nas condições a, b e c

Fonte: (SEINFELD; PANDIS, 2006)

- (a) A pluma está incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são menores que a pluma
- (b) A pluma está incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são maiores que a pluma
- (c) A pluma está incorporada a uma área onde os redemoinhos turbulentos são de mesmo tamanho que a pluma

A Figura 7 a seguir apresenta os limites da pluma e a distribuição das concentrações de acordo com o tempo de liberação dos poluentes. Uma tomada instantânea do comportamento de dispersão de uma pluma indica um comportamento sinuoso e estreito da mesma, com seu alargamento à medida que se distancia da fonte emissora, ao passo que tomadas de tempo mais longo (10 minutos e 1 hora) indicam um comportamento dos limites da pluma mais regulares com uma amplitude maior no eixo y e uma distribuição das concentrações mais suavizada (SEINFELD; PANDIS, 2006).

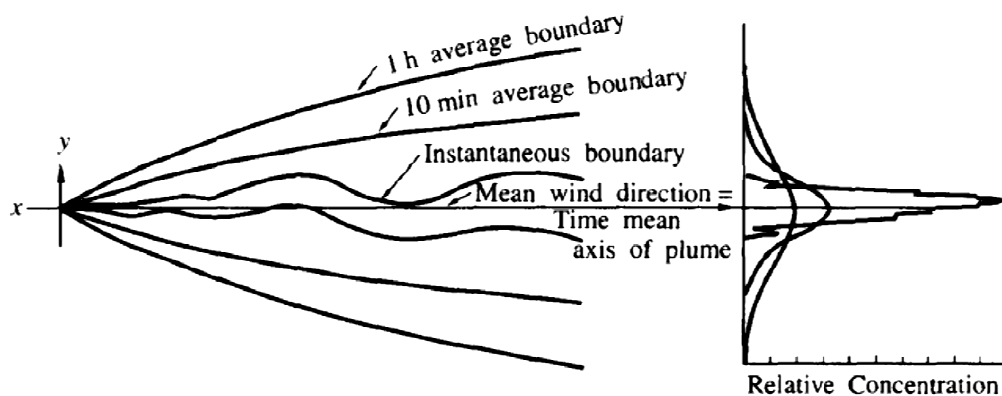


Figura 7 - Comportamento da dispersão gaussiana no espaço e no tempo

Fonte: Seinfeld e Pandis (2006)

Deve ser ressaltado o fato de as teorias desenvolvidas para dispersão de plumas, que por sua vez, são aplicadas em modelos de dispersão, são baseadas em predições de médias em conjunto de concentrações, enquanto que uma única observação experimental, ou mesmo um pequeno número de observações, constitui somente uma amostra de um conjunto de hipoteticamente infinito de observações. Assim, não é esperado que uma única medição coincidirá precisamente com concentração média prevista, mesmo em condições ambientais idênticas.

Sob condições ideais de turbulência homogênea para dispersão de uma pluma, as concentrações nesta apresentam-se de modo semelhante à distribuição da curva gaussiana. O conjunto de formulações gaussianas é de fundamental importância para o estado-da-arte no que tange a modelagem de dispersão de poluentes em plumas, focando principalmente na concentração médias de espécies emitidas de fontes móveis contínuas.

A Equação 10 apresenta a expressão lagrangeana básica para as concentrações médias.

$$\begin{aligned} \langle c(x, y, z, t) \rangle = & \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} Q(x, y, z, t | x_0, y_0, z_0, t_0) \langle c(x_0, y_0, z_0, t_0) \rangle \times dx_0 dy_0 dz_0 \\ & + \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{t_0}^t Q(x, y, z, t | x', y', z', t') \times S(x', y', z', t') dt' dx' dy' dz' \end{aligned}$$

Equação 10

Nesse contexto, a densidade da probabilidade Q expressa fisicamente a probabilidade de uma partícula individual que está em x', y', z' no tempo t' esteja após alguns instantes em x, y, z no tempo t , sendo que, em condições ideais conforme já visto, Q tende a apresentar resultados próximos à curva gaussiana.

O modelo gaussiano é a solução da equação de transporte e difusão na atmosfera considerando-se que o vento e o coeficiente de difusão turbulenta são constantes com a altura. Para soluções reais, são utilizados os parâmetros empíricos “sigmas” que podem ser estacionários (independentes do tempo e chamados de modelos de pluma) ou dependentes do tempo (denominados modelos “puff”) (TEIXEIRA, 2009).

1.4.3 Relação entre os modelos gaussianos e os parâmetros de dispersão

Como já foi apontado, a modelagem gaussiana pode determinar a concentração média de poluentes oriundos de fontes fixa, contudo, as condições ambientais dos parâmetros

necessários à modelagem são idealizadas. Por causa de sua simplicidade as equações gaussianas de dispersão de plumas têm sido aplicadas amplamente em vários modelos de dispersão. Seinfeld e Pandis (2006) apontam que tal uso é devido à adoção dos parâmetros de dispersão σ_y (desvio padrão horizontal da dispersão da pluma) e σ_z (desvio padrão vertical da dispersão da pluma), que foram derivados através de concentrações medidas em experimentos de dispersão atmosférica razoavelmente controlados.

Pasquill apud Seinfeld e Pandis (2006) sugeriu uma definição alternativa para os coeficientes de dispersão através da Teoria Estatística de Taylor, para criar parâmetros em termos de quantidades eulianas. Essas representações de Pasquill é descrita na Equação 11.

$$\sigma_y = \sigma_v t F_y \text{ e } \sigma_z = \sigma_\omega t F_z$$

Equação 11

Onde, σ_v e σ_ω são o desvio padrão das variações de velocidade do vento nas direções y e z e F_y e F_z são funções universais de um conjunto de parâmetros que especificam as características da Camada Limite Planetária (CLP), determinadas através de informações experimentais.

Dentre as duas variáveis, a mais conhecida é σ_y , pois os experimentos que deram origem aos parâmetros foram realizados em medições ao nível do solo, ou próximo ao nível do solo. Tais experimentos permitem indagações mais adequadas de σ_y , ao passo que medições das concentrações no eixo vertical mais robustas seriam necessárias para sustentar uma melhor atribuição para determinação do σ_z . Logo, a distribuição gaussiana das partículas ao longo do eixo vertical é mais difícil de se aprimorar do que a distribuição horizontal.

F_y e F_z são variáveis que dependem diretamente de informações de outras variáveis como velocidade de atrito u_* , comprimento de Monin-Obukhov L , parâmetro de Coriolis f , profundidade da camada de mistura z_i , escala de velocidade convectiva w_* , rugosidade do terreno/superfície z_0 e altura da emissão do poluente comparada ao terreno h .

Muitos desses parâmetros são de difícil acesso, ou mesmo dependem de dados que podem não estar disponíveis para as equações. Nesse sentido, as Classes de Estabilidades desenvolvidas por Pasquill, abrangendo as categorias de A a F, providenciam uma base de correlação para uma aproximação dos dados requeridos, conforme apresentado na Tabela 6 do item 1.3.1.8 (Estabilidade atmosférica) apresentado anteriormente.

Ainda sobre a Equação 11, segundo Texeira (2009),

em relação a σ_y e σ_z tem-se mais conhecimento sobre σ_y . Isso ocorre porque na maior parte dos experimentos, a dedução de σ_y e σ_z está associada a medidas ao nível do solo. Essas medições fornecem uma indicação adequada para σ_y , considerando que distribuições de concentração vertical são necessárias para determinar σ_z . A expressão gaussiana para distribuição de concentração vertical não é obedecida para lançamentos ao nível do solo. A

adaptação de uma medida de distribuição vertical (eixo z) para a forma gaussiana é considerada mais difícil que para a distribuição horizontal onde a simetria lateral e a aproximação gaussiana são boas suposições.

A Tabela 7 a seguir apresenta valores de rugosidade de terreno associada a determinadas tipologias de superfícies.

Tabela 7 - Exemplos de comprimento da rugosidade do terreno

Superfície	Comprimento de rugosidade (cm)
Leito de lago	0,003
Deserto liso	0,03
Gramma de 5 a 6 cm	0,75
Gramma de até 4 cm	0,14
Capim de 60 a 70 cm	11,4
Gramma alta, pasto (60 cm)	5×10^{-2}
Plantação de trigo (60 cm)	22
Plantação de milho (220 cm)	74
Floresta temperada	283
Área residencial baixa densidade*	108
Área residencial alta densidade*	370
Área de escritórios	175
Área central/distrito central	321

Fonte: Myrup, Ranzieri (1976).

* Área residencial baixa densidade definida por apresentar densidade de residências de cerca de 1 casa a cada 500 m².

** Área residencial alta densidade por apresentar densidade de residências de cerca de 1 casa a cada 50 m².

Com relação ao desvio padrão da direção do vento, também conhecido como “sigma teta”, Nokes e Benson (1985) apresentam uma espécie de tabela resumida para aplicação de valores quando estes não estiverem disponíveis para o local e período da simulação. Os autores separam as classes de terreno em região costeira, vale em região costeira, vale em área central e região montanhosa. A Tabela 8 apresenta o desvio padrão aconselhado (em graus) de acordo com a correlação dessas áreas e a condição de velocidade do vento.

Tabela 8 – Piores casos sugeridos para cenários meteorológicos de uma hora

Período	Localização da área de interesse	Velocidade do vento (m/s)	Desvio padrão do vento (graus)
Manhã (06-10 h)	Costa	0,5	10
	Vale em área costeira	0,5	20
	Vale em área central	0,5	5
Manhã-tarde (10-17 h)	Montanhas	0,5	30
	Costa	1,0	25
	Vale em área costeira	0,6	30
Início da noite (17-21 h)	Vale em área central	0,5	20
	Montanhas	0,9	30
	Costa	0,5	10
Noturno (21-06 h)	Vale em área costeira	0,5	10
	Vale em área central	0,5	5
	Montanhas	0,5	30
	Costa	0,5	5
	Vale em área costeira	0,5	15
	Vale em área central	0,5	10
	Montanhas	0,5	20

Fonte: Nokes e Benson (1985).

1.5 Modelos de dispersão de poluentes atmosféricos

Os modelos de dispersão de poluentes de vias de tráfego começaram a ser desenvolvido na década de 1970, principalmente nos Estados Unidos. Os primeiros modelos foram o CALINE (BEATON et al., 1972), o GM (CHOCK, 1978) e o HIWAY (ZIMMERMAN; THOMPSON, 1975).

Contudo, esses primeiros modelos apresentavam sérias restrições em situações de dispersão com ventos não perpendiculares à via. Tal fragilidade foi corrigida nos modelos ao longo do tempo e de suas revisões (RAO; KEENAN, 1980), modificando-se as curvas de dispersão originais e acrescentando um fator de arraste aerodinâmico.

Cada modelo apresenta determinada especificidade na sua modelagem ou no modo como requer os dados a serem inseridos.

O segundo modelo da série CALINE foi publicado no final da década de 1970 (WARD et al., 1977). Contudo, este apresentou sérias restrições para obter bons resultados estatísticos comparados aos dados experimentais, ou seja, aos dados monitorados. Por esse motivo foi lançado dois anos depois o modelo CALINE3 (BENSON, 1979) que apresentou uma sensível melhora em sua acurácia de resultados, além de passar a considerar parâmetros

de interferência do ambiente, como rugosidade do terreno, velocidade de deposição, seções elevadas da via e volume da célula de mistura.

Em 1989 foi lançado o modelo CALINE4 (BENSON, 1989) capaz de simular a dispersão em condições de interseções de vias, pontes, vias elevadas ou em depressões, contudo não é aconselhável para ocorrências de classe atmosférica muito instável ou terrenos bastante complexos.

Uma comparação entre os modelos CALINE3 e CALINE4 e suas aplicações foi elaborado por Benson (1992). Esse estudo indicou que melhorias “modestas” em termos de acurácia foram obtidas pelo CALINE4 devido, principalmente, a melhorias na dispersão horizontal e à adição de algoritmo de fluxo de calor induzido pelo veículo. Contudo, o CALINE4 continuou apresentando fragilidades com relação ao prognóstico de concentração de poluentes em condições próximas à linha fonte (via) durante eventos de baixa velocidade de ventos. Além de apontar que as análises de verificação tanto para vias com interseção como dispersão de NO₂ foram baseadas em dados de campo limitados e várias suposições a respeito de emissões. Com isso, trabalhos adicionais de laboratório e estudos de campo ainda ficaram como necessidade.

Para fins de esclarecimento e aprimoramento da informação, realizou-se uma seleção dos dados mais importantes sobre cada modelo matemático capaz de simular dispersão de poluentes de fontes veiculares de modo a apresentar uma tabela comparativa dentre esses para elucidar com facilidade as principais diferenças entre cada modelo, conforme é possível verificar na Tabela 9.

Muitos estudos têm sido realizados ao redor do mundo para buscar avaliar a acurácia dos modelos supracitados. Além disso, muitos desses estudos buscam concretizar comparações estatísticas entre os resultados de dois ou mais modelos tendo como base os valores de dados experimentais medidos por estações de monitoramento da qualidade do ar.

Em contrapartida, muitos trabalhos acabam por apontar as fraquezas de alguns modelos e tentam apresentar explicações das possíveis fragilidades dos modelos.

Noll et al. (1978) foram um dos pioneiros na avaliação e comparação de modelos de dispersão. Seu estudo comparou os resultados dos modelos HIWAY (ZIMMERMAN; THOMPSON, 1975), CALINE (BEATON et al., 1972) e CALINE2 (WARD et al, 1977). Os resultados indicaram que, de um modo geral, os modelos apresentaram tendência de superestimar concentrações de CO em condições de ventos paralelos e subestimar as concentrações em condições de ventos oblíquos ou perpendiculares.

Rao et al. (1986) realizaram uma avaliação estatística dos modelos CALINE3 (BENSON, 1979), HYWAY-2 (RAO; KEENAN, 1980) e ROADWAY (ESKRIDGE; THOMPSON, 1982). Os resultados indicaram que o HIWAY-2 e ROADWAY obtiveram melhores performances, enquanto CALINE-3 foi indicado como aceitável.

Mais recentemente também foram conduzidos alguns trabalhos voltados ao desempenho das respostas ambientais da aplicação dos modelos disponíveis através de comparação das concentrações previstas pela simulação com as concentrações observadas por estações de monitoramento e equipamentos de qualidade do ar. Tais estudos serão apresentados resumidamente nos itens a seguir de modo a demonstrar o estado-da-arte desse tema.

Sivacoumar e Thanasekaran (2001) conduziram avaliações dos modelos CALINE3, ISCST2, PAL2 e GM com poluente CO, em Qera, no Egito. Os autores concluíram que, dentre os modelos, o GM apresentou os melhores resultados quando comparados às concentrações monitoradas de CO, com acurácia de 51%, acima do CALINE3 (47%), ISCST2 (40%) e PAL2 (37%).

Marmur e Mamane (2003) avaliaram modelos lineares CALINE4 e Hiway-2 através dos resultados de NO_x em Israel. Os autores concluíram que os dados necessários aos modelos formam um grande e dificultoso passo para esse tipo de estudo. Além disso, os resultados do CALINE4 e do Hiway-2 foram similares para condições de vias planas. Para vias em aterro, ou rebaixadas em depressões, o Hiway-2 apresentou-se melhor para condição de instabilidade atmosférica e o CALINE4 apresentou-se melhor para horários de pico de tráfego e concentração de poluentes. Além disso, o CALINE4 associado a ferramentas que desenvolvam fatores de emissão precisos formam a melhor ferramenta para predição de níveis de poluição relacionados a emissões de veículos em Israel.

Tabela 9 - Síntese dos principais modelos de dispersão de poluentes atmosféricos

Modelo	Ano da referência	Referência bibliográfica	Características singulares
HIWAY-2, 3 e 4	1980	RAO; KEENAN, 1980	Cada faixa da via é considerada como uma linha fonte finita e de emissão constante no intervalo de uma hora. O modelo não obtém boas respostas para terrenos de morfologia complexa
ISCST3/AERMOD	1995	CIMORELLI et al., 2004; USEPA, 2013a	Considera terrenos complexos, detalhamento de pontos receptores e dados meteorológicos anuais detalhados
GM Model		CHOCK, 1978	Modelo desenvolvido em pista de testes. Considera a turbulência criada pelos veículos. Necessita de condições meteorológicas estáveis.
M-GFLSM	1989	LUHAR et al., 1989	Considera taxas de deposição do material particulado
PART 5 (Highway Vehicle Particulate Emission Modeling)	1995	USEPA, 1995	Inclui emissões oriundas da exaustão, sistema de freios, atrito pneu-solo e ressuspensão de poeira depositada na via.
CALINE e CALINE 2	1972/1977	BEATON et al., 1972; WARD et al., 1977	
CALINE 3	1979	BENSON, 1979	Considera a região diretamente acima da via de tráfego como uma zona uniforme de emissões e turbulências (mecânica e térmica). O terreno deve apresentar-se de modo não muito complexo e as condições atmosféricas estáveis. Tal modelo é recomendado pela USEPA (2013a).
CAL3QHC-R (California Line Source for Queuing & Hot Spot Calculations – Refined)	1995	ECKHOFF; BRAVERMAN, 1995	Considera Fatores Modais para avaliar emissões compostas em vias com sinalização e formação de filas de veículos. Processa dados horários no intervalo de um ano

CALINE 4	1989	BENSON, 1989	Contém módulo que simula condições em cânions urbanos. O terreno deve apresentar-se de modo não muito complexo e as condições atmosféricas neutras e estáveis
OCDM (Offshore and Coastal Dispersion Model Version 5)	1985	HANNA <i>et al.</i> , 1985	Assume que toda a emissão de NOX é convertida em NO2. Diferencia o transporte sobre a água do transporte sobre o continente.
ADMS-Roads	2001	PEACE <i>et al.</i> , 2004 e CERC, 2011	Modelo capaz de integrar fontes estacionárias e móveis em diversas formas, com maior de tratamento de variáveis meteorológicas, inclusive para período de 1 ano. Apresenta interface com <i>softwares</i> de ambiente georreferenciado
CAR-FMI	1995	HÄRKÖNEN, 1995; HÄRKÖNEN, 2002; LEVITIN, 2005	Considera deposição seca de MP _{2,5} em transporte de longa escala e avalia concentrações de emissões de MP _{2,5} oriundos de desgastes dos freios, pneus e ressuspensão de material depositado na via
OSPM	Década de 1990	BERKOWICZ <i>et al.</i> , 1997; BERKOWICZ <i>et al.</i> , 2003	Apresenta mecanismo mais aprofundado para comportamento físico em geometria e vias em túneis e cânions.
USM (Urban Street Model)	2008	TASEIKO <i>et al.</i> , 2009	Arranjos e morfologia dos edifícios urbanos combinando densidade de edifícios, altura e permeabilidade dos mesmos em relação ao fluxo do vento.
CFD-VIT-RIT	2009	WANG <i>et al.</i> , 2011	Considera de forma mais detalhada os oxidantes fotoquímicos (HO ₂ , RO ₂ , HCHO, CH ₃ CHO) para a formação de ozônio.

Levitin et al. (2005) observaram os resultados dos modelos CALINE4 e CAR-FMI para NO_x para simulações de 1 e 8 horas. Ambos os modelos apresentaram resultados estatísticos bons quando comparados com os valores de concentrações observadas. Para simulações horárias de NO_x e NO_2 , o CALINE4 apresentou um desempenho ligeiramente melhor. Também foi concluído que as simulações de NO_x apresentaram melhores desempenhos que as simulações de dispersão de NO_2 e que ambos os modelos têm resultados piores à medida que a velocidade do vento diminui, tendendo ao estado de calmaria.

Kenty et al. (2007) conduziram um estudo de avaliação das possíveis fragilidades do modelo CALINE4 para modelagem de dispersão de NO_x e O_3 em Tampa, Flórida. O modelo obteve bons resultados para NO_x . Contudo, para concentrações de O_3 abaixo de 40 ppb o modelo apresentou resultados abaixo dos valores monitorados. Os autores supõem que a cinética de reação do modelo não seja tão acurada.

Yura et al. (2007) ponderaram a resposta do CALINE4 para o módulo de dispersão de $\text{MP}_{2,5}$ em Sacramento, Califórnia, e em Londres, Inglaterra, em terreno suburbano e urbano. De um modo geral, o modelo obteve resultados satisfatórios como uma ferramenta de predição de $\text{MP}_{2,5}$. Ainda, em sítios suburbanos e com a fonte emissora próxima ao nível do terreno, o modelo tem resultados de simulação próximos ao observado pela estação. Entretanto, para vias mais altas que o terreno, o modelo apresenta resultados piores.

Gokhale e Raokhande (2008) compararam as respostas dos modelos M-GFLSM, CALINE3 e CAL3QHC para dispersão dos poluentes $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} em Guwahati, Índia. As conclusões apontaram que o modelo CALINE3 e CAL3QHC obtiveram melhores resultados para predição das duas categorias de material particulado, exceto para condições de ventos fracos, com velocidade menor que 1 m/s. Nessa condição, o modelo M-GFLSM mostrou-se mais acurado.

Ganguly e Broderick (2008) estudaram as performances de GFLSM e CALINE4 para o poluente CO em Dublin, Irlanda. As análises estatísticas revelaram uma relação razoavelmente eficaz entre os valores previstos e os observados para ambos os modelos. O GFLSM apresentou resultados melhores para condições de ventos acima de 0,5 m/s.

Kauhaniemi et al. (2011) estudaram a suspensão de material particulado (MP_{10}) utilizando-se do modelo OSPM aliado à ferramenta CAR-FMI que avalia a emissão também de outras fontes de material particulado além de ressuspensão da via, em Helsinque, Finlândia. Os resultados foram voltados principalmente para condições de vias com adição de areia e sais para locais frios com deposição de neve sobre estradas com morfologia de

cânions. Tal modelo obteve bons resultados, com cerca de 83% dos valores horários caindo na faixa de confiança.

Uma análise de performances dos modelos CALINE4, OSPM e USM em cenários de cânions urbanos é feita por Taseiko *et al.* (2009), em Krasnojarsk, na região da Sibéria. As conclusões apontaram que as predições entre os modelos são próximas das concentrações observadas. Devido às considerações matemáticas elaboradas para o modelo USM acerca da densidade de edificações e rugosidade do terreno, este apresenta desempenhos ligeiramente melhores.

Recentemente, Wang *et al.* (2011) avaliaram os resultados modelados e observados de NO_x e O_3 por meio dos modelos CALNE4 e CFD-VIT-RIT no Texas, Estados Unidos. Esses autores chegaram à conclusão que o CFD-VIT-RIT é capaz de avaliar eficazmente o comportamento/predição de NO_2 e o CALINE4 capaz de gerar bons resultados acerca do NO_x , de um modo geral.

É importante salientar que o modelo de dispersão CALINE4 foi elaborado ainda na década de 80 e que, em todos os estudos de caso apresentados acima, esse modelo foi utilizado como modelo a ser comparado, ou um padrão de referência. Diversos modelos são citados, sendo cada um elaborado e ajustado para obter melhores performances em condições ambientais também variadas e para diferentes poluentes. Esse não é o histórico do CALINE4. Pois é um modelo que não necessita de ajustes ou ainda modificações nos seus algoritmos para realizar a simulação dos poluentes considerados pelo próprio modelo, bastando somente inserir os dados básicos necessários.

No Brasil, ainda não há uma considerável literatura de aplicações de modelos nas cidades para fins de avaliação das dispersões das emissões veiculares, conforme apresentado por Moreira e Tiribiassi (2004). Contudo, recentemente foram conduzidos dois consideráveis estudos para o aprofundamento do tema no país. Tavares (2009) realizou estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte utilizando simulação numérica com o modelo CAL3QHC-R. Esse trabalho buscou avaliar as concentrações simuladas com uso de algoritmos e fatores de emissão modais dos poluentes MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ para condições de vias urbanas e tráfego regidos por semáforos. Como resultado, a autora verificou que o CALINE3 apresentou as concentrações previstas menores que as concentrações observadas pelas estações de monitoramento e que as condições meteorológicas influenciam consideravelmente nos resultados de concentrações modeladas.

Em São Paulo, maior metrópole da América Latina, Toledo (2010) conduziu um estudo de avaliação da exposição da população à poluição oriunda dos exaustores dos

veículos de combustão interna, com foco em internação por doenças respiratórias. Os poluentes modelados foram CO, NO_x e MP₁₀ através do modelo CALINE4. Os resultados obtidos mostraram que os valores de concentrações calculados pelo modelo foram menores que os valores medidos/dados experimentais.

1.5.1 O modelo CALINE4

CALINE4 é a quarta versão da série *California Line Source* (CALINE) desenvolvida pelo Departamento de Transporte da Califórnia (CALTRANS) e considera que a emissão dos poluentes se dá através de uma fonte linear finita, que se dispersam segundo a distribuição Gaussiana em estado estacionário e emprega o conceito de Zona de Mistura Inicial (BENSON, 1989).

O modelo pode ser considerado um modelo simplificado na forma da sua entrada dos parâmetros, principalmente no item relativo às informações meteorológicas, conforme será apresentado a diante no item 2.5.2. Ainda assim, as entradas necessárias podem ser divididas em cinco classes, a saber: parâmetros gerais, condições meteorológicas, condições da modelagem, geometria das vias, atividades das vias, posição dos pontos receptores.

1.5.1.1 Parâmetros gerais

Assim como já descrito, o modelo CALINE4 tem a capacidade de realizar o processo de modelagem da dispersão dos poluentes monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio e material particulado.

O Coeficiente de Rugosidade do Terreno

A rugosidade do terreno implica diretamente nas condições de dispersão dos poluentes. De acordo com o Benson (1989), a rugosidade indicada é assumida como uniforme para toda a área de estudo, o que indica limitação do modelo ao avaliar dispersões em terrenos com fortes variações entre as rugosidades, ou seja, grandes variações entre as tipologias de terreno (subúrbio, distrito central ou rural) não são indicadas para o modelo.

Como a formulação gaussiana baseia-se na ideia de que o vento horizontal é homogêneo durante o período de dispersão e que as condições meteorológicas são estacionárias, terrenos complexos podem alterar a velocidade e a direção do vento através de canais preferenciais através das edificações. Em Myrup e Ranzieri (1976), Stull (1995) e Seinfeld e Pandis (2006), é possível verificar as classes de rugosidade aproximadas utilizadas pelo modelo CALINE4, conforme pode ser visto na Tabela 7 já apresentada. Elas são

inseridas no modelo de modo já padronizado com as opções para meio rural, subúrbio ou área central de negócios, com valores de rugosidade de terreno de 10, 100 e 400 cm respectivamente, ou ainda é possível inserir especificamente o coeficiente desejado de forma numérica.

Além desses itens, também são necessários dados básicos como a unidade a ser trabalhar durante a modelagem (metros ou pés) e a altitude do terreno com relação ao nível do mar e o tipo de modelagem associado a 1 ou 8 horas.

1.5.1.2 Condições da modelagem

Segundo Benson (1989), as variáveis meteorológicas são assumidas pelo modelo como constante sobre toda a área de estudo. Desse modo, ao inserir as informações, estas serão consideradas como constantes até o fim da modelagem.

Com relação aos parâmetros ligados ao vento, são necessários sua velocidade do vento, medida em m/s, sua direção do vento, medida em graus de acordo com a direção azimutal, e o seu desvio padrão da direção do vento, relativo à variação (em graus) da direção do vento no período analisado.

A classe de estabilidade atmosférica, de acordo com o apresentado no item 1.4.3 é uma medida de turbulência da atmosfera e seus valores podem ser visualizados na Tabela 6 - Esquema Pasquill de classificação da estabilidade atmosférica - apresentada anteriormente.

Outra informação requerida é a altura da camada de mistura, que é um fenômeno que ocorre devido à incidência solar sobre a superfície da terra. Tal dado, segundo Benson (1989) deve ser maior ou igual a 5 metros.

A temperatura ambiente, em °C, tem papel importante durante a modelagem, pois interfere diretamente na conversão dos resultados para concentração volumétrica.

Ainda nas condições de modelagem, faz-se necessário inserir o valor ambiente, ou o *background*, do poluente em análise. O valor inserido será acrescido aos valores somados oriundos da contribuição de cada via emissora sobre o ponto receptor, alcançando assim a concentração prevista pelo modelo (C_p).

Segundo Benson (1989), quando o poluente dióxido de nitrogênio é escolhido para realização da modelagem, dados adicionais são solicitados pelo modelo CALINE4 para analisar os processos relativos ao comportamento reativo do gás NO₂. Desse modo, são necessárias informações de concentração ambiente de ozônio, monóxido de nitrogênio além do próprio dióxido de nitrogênio e a taxa de emissão de NO₂/NO_x do escapamento veicular.

Adicionalmente é necessária a taxa de fotodissociação do NO_2 (em unidade 1 seg^{-1}), onde os resultados de NO_2 modelados diminuem quando a taxa de fotólise aumenta.

1.5.1.3 Geometria das vias

Nesse item são inseridas as informações relativas às vias, tais como altura e tipo da via, comprimento de cada seção, largura da zona de mistura, além das coordenadas cartesianas X e Y de início e fim de cada seção.

A largura da zona de mistura da via é um dado requerido pelo modelo, pois se trata da largura da região diretamente acima da via com uma zona de emissões e turbulência uniformes. Tal zona pode ser definida com a região acima da via de trânsito (não incluindo calçamentos) acrescentada de três metros para cada lado, a fim de incluir a zona de mistura horizontal.

De acordo com Benson (1989), o modelo assume que dentro dessa zona de mistura, a turbulência mecânica criada pelos veículos e turbulência termal gerada pelos escapamentos dos mesmos são os parâmetros que dominam a dispersão dos poluentes e o valor de tal parâmetro não pode ser menor que 10 metros, como apresentado na Figura 8.

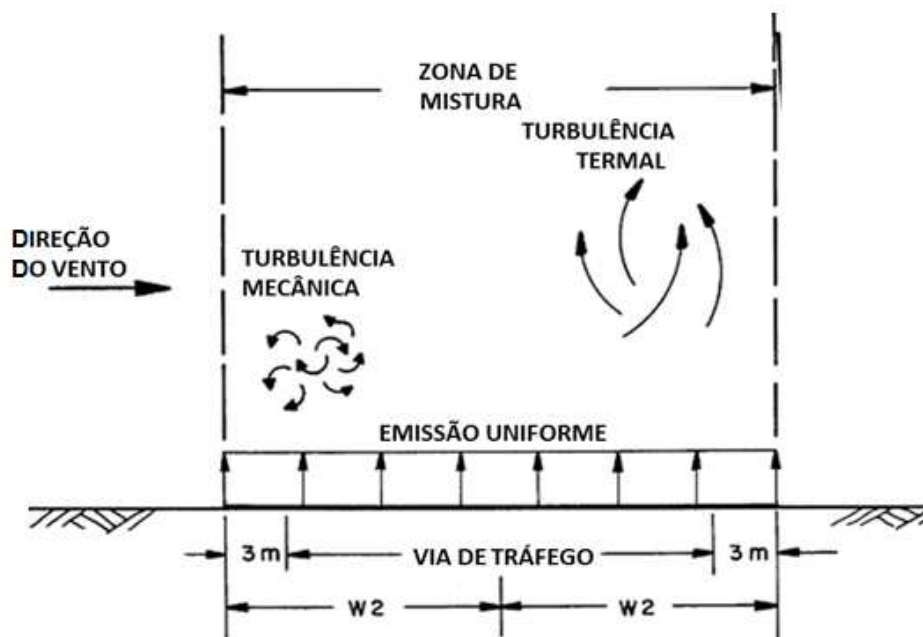


Figura 8 - Esquema ilustrativo da Zona de Mistura do Modelo assumida pelo CALINE4

Fonte: Adaptado de BENSON, 1989.

1.5.1.4 Atividade das vias

A atividade da via define o nível de tráfego associado aos fatores de emissão de cada seção da via, sendo que o nível de tráfego é dado pela contagem veicular de cada via ou seção. Esse dado deve ser inserido através de número de veículos por hora.

O fator de emissão é expresso em gramas de poluente por veículo por milha. Nota-se que não é definida diferença para tipos de veículos na atividade. Desse modo, o fator de emissão deve estar previamente associado à tipologia de veículo que trafega pela via, isto é, um fator de emissão geral que leve em consideração a distribuição quantitativa da frota.

1.5.1.5 Posição dos pontos receptores

A posição do ponto receptor é definida do mesmo modo como a geometria das vias, ou seja, utilizando-se de um sistema métrico cartesiano X e Y, além da sua altura com relação ao terreno.

1.6 Contagem veicular

Para um estudo de simulação da dispersão de poluentes atmosféricos emitidos por veículos automotores de combustão interna em microescala, como tem por objetivo o presente estudo e conforme é apresentado no item 1.5.1.4 (Atividade das vias), faz-se necessário avaliar e quantificar a quantidade de veículos que trafegam nas vias da área de influência da localidade. Tal quantificação dos veículos automotores é conhecida como contagem veicular.

Existem diversos métodos para se realizar a contagem veicular. A maioria deles é voltada à engenharia de tráfego, com o intuito de estudar somente questões de formulação do tráfego para sua melhoria.

A Resolução INEA n° 67 de 25 de fevereiro de 2013 (INEA, 2013a) considera que há basicamente duas maneiras de obter a contagem veicular: contagem manual, realizada por técnicos ou especializados no assunto, com uso de tabelas e; contagem automática, realizada por equipamentos, tais como monitores, sensores magnéticos e radares instalados nas vias (KWONG et al., 2010; ZHUANG et al., 2009).

Nesse contexto, a Nota Técnica NT 066/81 da Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo (CET-SP, 1981), apresentou-se como uma solução razoável para pesquisas em locais desprovidos de contagem automática por radares e/ou câmeras, ou seja, casos onde se faz necessário à realização da contagem veicular manual. De modo a aprimorar a racionalização dos trabalhos e pesquisas de contagens, buscou-se efetivar uma redução da

duração do período das contagens manuais através da CMA (contagem manual abreviada), uma medição diminuta dos volumes de tráfego envolvidos.

Buscou-se aplicar algumas regras básicas apresentadas a seguir:

- A avaliação estatística utilizada pela bibliografia citada apresenta-se com grau de confiança de 95%.
- As contagens podem ser realizadas através de aparelhos contadores de unidades, ou algum equipamento similar.
- Os limites mínimos de contagens são estabelecidos de dois modos, sendo que ambos devem ser satisfeitos:
 - duração de no mínimo 6 (seis) minutos (T_{min}), sendo que a duração deverá ser de tempo múltiplo do tempo de ciclo (T_{ciclo}) do cruzamento mais próxima a montante do local específico e;
 - os valores mínimos de veículos contados são relacionados aos erros previstos estatisticamente.

A NT (CET-SP, 1981) também apresenta uma tabela de requisitos mínimos de acordo com o objetivo dos estudos, como pode ser visto na Tabela 10.

Para estudos que não levam em conta os detalhes intrínsecos da Engenharia de Tráfego, como é o caso do presente estudo, Kenty *et al.* (2007) e Anjaneyulu *et al.* (2006) adotam o uso da contagem manual abreviada com valores obtidos pelas médias no período de 15 minutos. Os autores ressaltam que para a obtenção dos dados da contagem veicular também é preciso relacionar as informações de direção e classe do veículo.

Tabela 10 - Relação do número de veículos contados com erro admissível

Número mínimo de veículos a serem contados	Erro admissível	Aplicações básicas da pesquisa
50	30%	Simples estimativa da ordem de grandeza de volumes.
100	20%	Determinação para dispositivo de controle de cruzamento e volume de ônibus.
400	10%	Remanejamento, proibição de estacionamento, capacidade da via.

Adaptado de CET-SP, 1981.

Em síntese, o método consiste em regras práticas para a execução de contagens manuais abreviadas desses volumes, regras essas de fácil assimilação e memorização, de

maneira a possibilitar aos contadores uma rápida avaliação das grandezas quando as condições do projeto permitirem (CET-SP, 1981).

Apesar de não haver citação específica para o tema de monitoramento ambiental e congêneres, é sempre recomendável a adoção de um erro minimizado, devido às características de sensibilidade e confiança intrínsecas à modelagem de dispersão de emissões veiculares, portanto, um erro máximo de 10%, podendo incluir um respectivo aumento do T_{min} para contagem veicular abreviada.

1.7 Fatores de emissão

Fator de emissão pode ser entendido como uma taxa na qual a massa de poluente é emitida por um veículo ao circular por uma determinada distância (g/distância) ou determinado tempo (g/tempo) (CETESB, 2013d). Tal taxa é específica para cada poluente, para cada tipo de fonte emissora e depende diretamente de diversos fatores, que serão apresentados a seguir.

Os fatores de emissões veiculares têm apresentado fortes mudanças nas últimas décadas no Brasil que apontam para uma melhoria geral das emissões, isto é, uma progressiva diminuição das concentrações das emissões de cada poluente e de cada veículo (vide 1.2.2 - Emissões de poluentes veiculares e suas variáveis).

No Brasil, as principais bibliografias acerca dos fatores de emissões de veículos automotores movidos a combustão interna são os estudos e relatórios elaborados pela CETESB (2013d) e pelo Ministério do Meio Ambiente (2011) em seu Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários.

Esses estudos partem dos dados disponíveis e apresentados pelo PROCONVE e pelo PROMOT, que por sua vez se utilizam dos testes e ensaios realizados pelos fabricantes e importadores de veículos novos, sendo a taxa de amostragem com o valor de cerca de 10.000 ensaios realizados por ano. Os ensaios avaliam os poluentes legislados monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos não-metano (HCNM) e material particulado (MP) e, dentre os compostos não controlados, estão incluídos o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o dióxido de enxofre (SO_2) e o óxido nitroso (N_2O).

Desse modo, é necessário ressaltar que as primeiras informações de emissões são relativas a veículos novos, as quais as condições do motor e de seus sistemas auxiliares são boas e ideais. Sendo a apresentação dos FE direcionadas de acordo com a categoria veicular, esta, por sua vez, é padronizada do seguinte modo (CETESB, 2013d):

- Automóvel ou veículo leve : veículo automotor de combustão interna destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, inclusive o condutor, com o uso dos combustíveis gasolina C³, etanol hidratado e *flex fuel*.
- Veículo comercial leve: Veículo automotor de combustão interna destinado ao transporte de pessoas ou carga, com PBT até 3.856 kg. Utiliza os combustíveis gasolina C, etanol hidratado, *flex fuel* e óleo diesel, com motores a partir de 1,4 litro. Vão desde as picapes pequenas, derivadas dos carros de passeio até as vans, passando pelos furgões e utilitários esportivos. Assim, existem nesta categoria veículos movidos à combustão de gasolina/etanol (ciclo Otto) e à combustão de óleo diesel.
- Caminhões: veículo automotor de combustão interna destinado ao transporte de carga, com carroçaria, e PBT superior a 3.856 kg. Utiliza o combustível óleo *diesel*.
- Ônibus rodoviários e urbanos: veículo automotor de transporte coletivo. Utiliza o combustível óleo *diesel*.
- Motocicletas: consideram-se veículos de duas, três ou até mais rodas com características construtivas e de propulsão originadas de motocicletas, motonetas e similares, com ou sem *side-car*, dirigido em posição montada. Utiliza os combustíveis gasolina e etanol hidratado no modo *flex-fuel*.

O mais recente relatório de qualidade do ar produzido pela CETESB apresenta fatores médios de emissão dos poluentes CO, HCNM, CH₄, SO₂, NO_x, RCHO, CO₂ e MP para as categorias apresentadas acima e com diferenciações de combustível (i.e.: gasolina, etanol, Flex-Gasolina, Flex-Etanol e óleo diesel) para várias classes de veículos automotores de combustão interna, incluindo os veículos “pesados”, avaliando veículos datados desde 1980 até os veículos lançados em 2012. A Figura 9 apresenta o gráfico exemplificativo das emissões médias do poluente CO ao longo do tempo, desde a década de 1980 para a classe de veículos leves novos e a Figura 10 apresenta os dados relacionados ao poluente NO_x para o mesmo período.

A Tabela 11 apresenta os resultados resumidos para veículos leves novos relativos aos poluentes CO, NO_x e MP e HCNM. Ambos baseados nos valores de FE oriundos da CETESB

³ É a gasolina comercial, vendida nos postos. Possui em sua composição a adição de etanol anidro, em percentual que varia de 18% a 25%, definido em legislação, conforme a época (CETESB, 2013d).

(2013d). As planilhas completas de FE médios relacionados a veículos novos são apresentados no Anexo A.

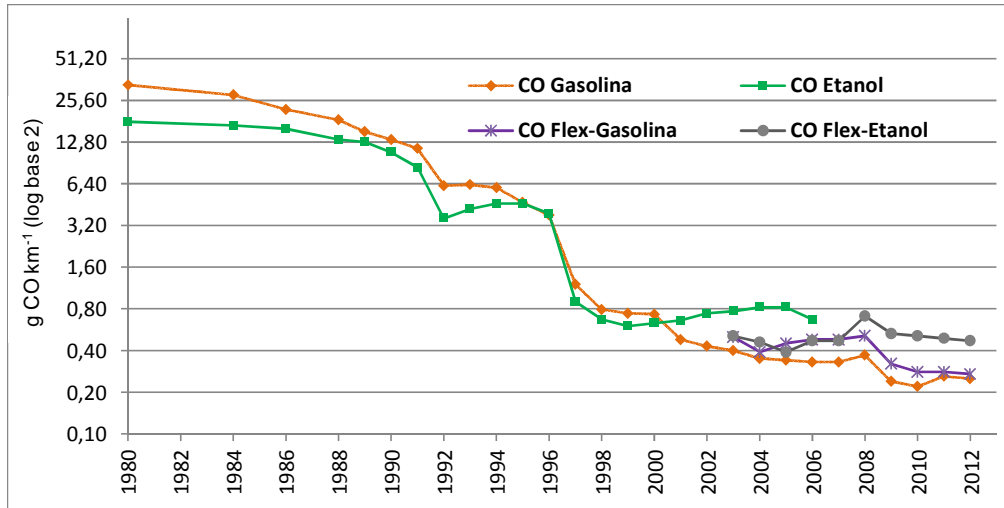


Figura 9 - Tendência de queda do Fator de Emissão médio do poluente CO para veículos leves novos – 1980 a 2012

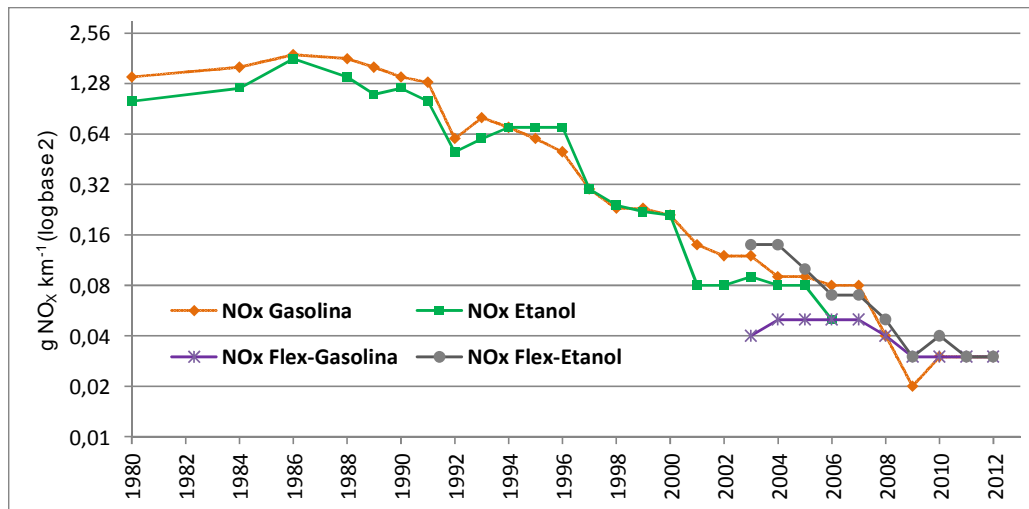


Figura 10 - Tendência de queda do Fator de Emissão médio do poluente NOx para veículos leves novos – 1980 a 2012

Tabela 11 - Valores de Fatores de Emissões médios resumidos para veículos leves novos relativos aos poluentes CO e NO_x (g km⁻¹)

Poluente ¹ Combustível. ²	CO		CO		NO _x		NO _x	
	Gasol	Etanol	Flex Gasol	Flex Etanol	Gasol	Etanol	Flex Gasol	Flex Etanol
1980	33,00	18,00	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd
1984	28,00	16,90	nd	nd	1,60	1,20	nd	nd
1986	22,00	16,00	nd	nd	1,90	1,80	nd	nd
1988	18,50	13,30	nd	nd	1,80	1,40	nd	nd
1989	15,20	12,80	nd	nd	1,60	1,10	nd	nd
1990	13,30	10,80	nd	nd	1,40	1,20	nd	nd
1991	11,50	8,40	nd	nd	1,30	1,00	nd	nd
1992	6,20	3,60	nd	nd	0,60	0,50	nd	nd
1993	6,30	4,20	nd	nd	0,80	0,60	nd	nd
1994	6,00	4,60	nd	nd	0,70	0,70	nd	nd
1995	4,70	4,60	nd	nd	0,60	0,70	nd	nd
1996	3,80	3,90	nd	nd	0,50	0,70	nd	nd
1997	1,20	0,90	nd	nd	0,30	0,30	nd	nd
1998	0,79	0,67	nd	nd	0,23	0,24	nd	nd
1999	0,74	0,60	nd	nd	0,23	0,22	nd	nd
2000	0,73	0,63	nd	nd	0,21	0,21	nd	nd
2001	0,48	0,66	nd	nd	0,14	0,08	nd	nd
2002	0,43	0,74	nd	nd	0,12	0,08	nd	nd
2003	0,40	0,77	0,50	0,51	0,12	0,09	0,04	0,14
2004	0,35	0,82	0,39	0,46	0,09	0,08	0,05	0,14
2005	0,34	0,82	0,45	0,39	0,09	0,08	0,05	0,10
2006	0,33	0,67	0,48	0,47	0,08	0,05	0,05	0,07
2007	0,33	nd	0,48	0,47	0,08	nd	0,05	0,07
2008	0,37	nd	0,51	0,71	0,04	nd	0,04	0,05
2009	0,24	nd	0,32	0,53	0,02	nd	0,03	0,03
2010	0,22	nd	0,28	0,51	0,03	nd	0,03	0,04
2011	0,26	nd	0,28	0,49	0,03	nd	0,03	0,03
2012	0,25	nd	0,27	0,47	0,03	nd	0,03	0,03

1 – Emissão dos poluentes apresentados em termos de g km⁻¹.

2 – Tipos de combustíveis

3 – Dado não disponível

1.7.1 Fatores de emissão ajustados - método CETESB

Considerando os valores de fatores de emissões médios apresentados acima, verifica-se que esses são limitados a uma realidade restrita, isto é, considera-se apenas as emissões de veículos novos.

Nesse sentido, com a tentativa de relacionar os FE de cada poluente para condições mais próximas da realidade, a CETESB aplica em sua metodologia “fatores de correção” que consideram a composição da frota de uma região (i.e.: a distribuição em termos de porcentagem do ano e da idade de cada veículo licenciado em uma região de estudo⁴), a taxa de sucateamento (i.e.: quantidade de veículos por idade que não mais estão em condições de circulação) e a taxa de sobrevivência (i.e.: complementar à taxa de sucateamento, é a quantidade de veículos de uma determinada idade que ainda continua em circulação). Com tais considerações, obtém-se um valor hipotético da frota circulante de uma região.

Essa metodologia é conhecida como *bottom-up*, na qual as emissões totais da região inventariada são quantificadas a partir do somatório das emissões típicas de cada classe de veículo, dado em massa média de poluente emitido por unidade de distância percorrida (i.e.: fator de emissão), e a respectiva intensidade de uso, ou seja, a distância média percorrida durante o período considerado pelo inventário (INEA, 2013). No presente estudo, não são necessárias avaliações com relação à distância percorrida por um veículo em determinado tempo, pois a distância percorrida é o comprimento do segmento da via projetado no modelo de dispersão.

Ressalta-se que a taxa de sobrevivência é adotada para que haja refinamento dos dados da frota no que tange a participação de veículos antigos. Desse modo, a CETESB (2013d) utilizou as informações disponíveis no 1º Inventário Nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários (IBAMA, 2010). A Figura 11 apresenta as curvas de tendência das taxas de sobrevivência para seis classificações de veículos com até 50 anos de idade.

⁴ Dados disponíveis na ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores. – e na ABRACICLO - Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares.

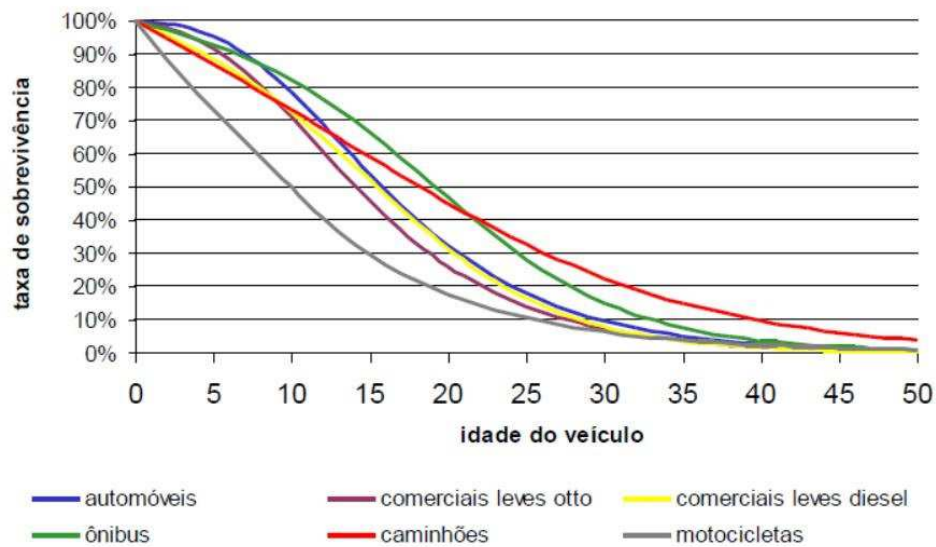


Figura 11 - Taxas de sobrevivência de veículos com até cinquenta anos de idade

Baseado em CETESB, 2013d e IBAMA, 2010.

Adicionalmente, introduz-se o fator de deterioração, que incrementa a massa dos poluentes analisados de acordo com o avanço da idade do veículo. A Figura 12 apresenta os valores crescentes retroativos relacionados ao fator de emissão que leva em conta a deterioração de veículos leves do ciclo Otto, onde veículos da década de 1960 e 1980 apresentam, segundo tal fator, valores de emissões de CO de $39,60 \text{ g km}^{-1}$, sensivelmente acima do FE médio de veículo novo do mesmo ano (i.e.: $33,00 \text{ g km}^{-1}$), como pode ser visto na Tabela 11 anteriormente.

A tabela completa com os valores de fatores de emissão deteriorados para os poluentes CO, NO_x, HCNM e RCHO são apresentados no Anexo A.

A CETESB utiliza tais padrões para estabelecer maior confiança e acurácia em seus estudos de Inventário de Emissões Veiculares, considerando a composição da frota e sua idade para o cálculo de Fatores de Emissão (FE), além do consumo regional dos diferentes tipos de combustíveis para criar uma aproximação do uso real dos combustíveis, visto que uma mesma categoria de veículos pode utilizar três tipos de combustíveis, além do GNV.

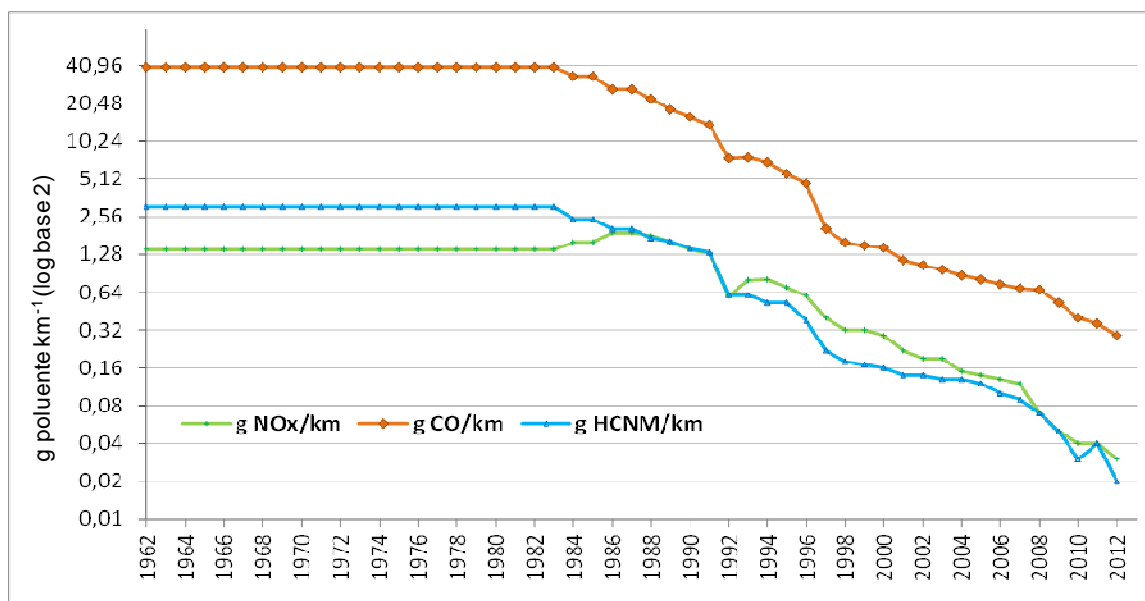


Figura 12 - Fator de Emissão deteriorado para veículos leves do ciclo Otto

Entretanto, vale ressaltar que Pierson et al. (1996) concluíram que, mesmo com aproximações sucessivas por meio de estudos detalhados da composição da frota regional, o FE obtido para os poluentes pode estar apenas dentro da taxa de 50% dos valores emitidos reais pelos veículos nas vias de circulação.

Ainda, em estudos realizados no Brasil, por meio de análise dos poluentes emitidos pelo escapamento veicular, Vaz de Melo (2004) verificou que, na realidade, as emissões associadas aos veículos automotores de combustão interna aproximam-se dos valores máximos estipulados pelo PROCONVE para cada classe. Esse sensível aumento dos fatores de emissões reais deve-se ao comportamento dos condutores nas vias, em eventos de trânsito, com acelerações sucessivas etc.

1.8 Monitoramento da qualidade do ar

Segundo Pepper et al. (2006), o monitoramento de parâmetros ambientais é realizado para fins de verificação de níveis de poluição através de observação científica, buscando, além de tudo, avaliar as dinâmicas de processos que causam impactos ambientais de origens antropogênicas. Logo, faz-se necessário avaliar os objetos, no presente caso os parâmetros meteorológicos e os poluentes atmosféricos, através de métodos físicos e químicos.

Nesse sentido, as observações consideradas como satisfatórias são aquelas baseadas em padrões de monitoramento, coleta e tratamento dos dados, além de um entendimento eficaz e amplo sobre os dados coletados.

Sobretudo, o monitoramento da qualidade do ar é resultado de exigências legais (CONAMA, 1990) para demonstrar conformidade dos índices de poluição com os valores limites dispostos por legislação aplicável. Ainda segundo Pepper et al. (2006), o monitoramento ambiental atualmente busca utilizar as vias automatizadas de aquisição dos dados associadas a uma rede de estações de coleta também automatizadas. Os dados tentam, cada vez mais, representar intervalos temporais pequenos, com frequência de coleta de alguns segundos, com respectiva transmissão próxima do tempo real para um servidor. Esse processo apresenta-se como o ideal para o avaliador/cientista a quem cabe a interpretação de tais dados. Uma ideia do esquema de monitoramento de dados é apresentada na Figura 13.

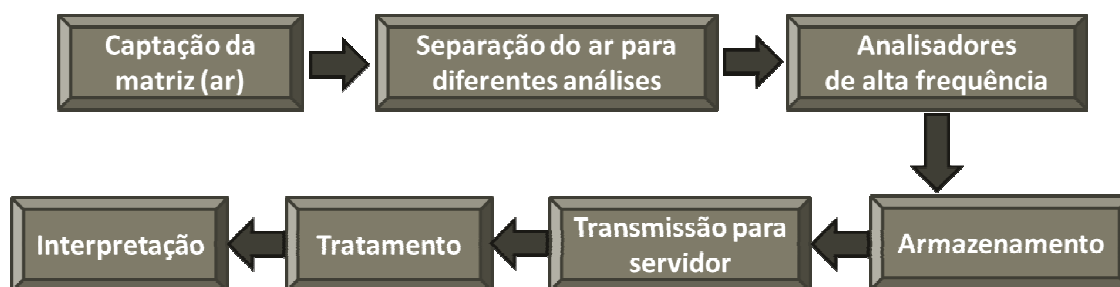


Figura 13 - Esquema do conceito de monitoramento de informações ambientais

1.8.1 Rede de monitoramento da qualidade do ar do município do Rio de Janeiro

Segundo a Resolução CONAMA 03/90, o monitoramento dos poluentes atmosféricos é uma atribuição do estado. Contudo, na cidade do Rio de Janeiro, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC) tem o seu próprio programa de monitoramento de poluentes atmosféricos, denominado MonitorAr-Rio, com oito estações fixas e uma estação móvel de monitoramento. Tal programa é resultado do convênio entre a Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro e a Petrobras e tem por finalidade informar os resultados à população, conscientizar a todos sobre a questão da poluição atmosférica, subsidiar ações e incentivar políticas públicas.

Das oito estações fixas, quatro foram instaladas no ano de 2010 e quatro no ano de 2012. Estão localizadas nos bairros de Copacabana, Centro, São Cristóvão, Tijuca, Irajá, Bangu, Pedra de Guaratiba e Campo Grande, conforme apresentado na Figura 14.



Figura 14 - Localização das oito estações fixas de monitoramento da qualidade do ar do programa MonitorAr-Rio

Fonte: MONITORAR-RIO (2013)

Os poluentes avaliados pelas estações são: monóxido de carbono, dióxido de enxofre, ozônio, material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}) e óxidos de nitrogênio, além hidrocarbonetos para as estações de Irajá, Bangu, Campo Grande e Pedra de Guaratiba. Os parâmetros meteorológicos monitorados são: umidade relativa, temperatura, velocidade e direção do vento, pressão atmosférica, radiação solar e precipitação. As estações mais novas dispõem de mais parâmetros de monitoramento do que as antigas.

A Tabela 12 apresenta os poluentes monitorados por cada estação pertencente à rede do MonitorAr-Rio.

Tabela 12 - Parâmetros monitorados por cada estação do programa MonitorAr Rio

Poluente ¹	SO ₂	CO	MP ₁₀	O ₃	NO ₂
Centro	Sim	Sim	Sim	Sim	Não
Copacabana	Sim	Sim	Sim	Não	Não
São Cristóvão	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Tijuca	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Irajá	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Bangu	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Campo Grande	Não	Sim	Sim	Sim	Sim
Pedra de Guaratiba	Não	Não	Sim	Sim	Não
Unidade móvel	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim

Fonte: MONITORAR-RIO (2013)

Os dados já compilados das concentrações dos poluentes supracitados são apresentados diariamente no sítio do programa (MONITORAR-RIO, 2013).

Com relação às estações de monitoramento, a captação do ar atmosférico é realizada por meio de um *mainfold* provido de um sistema de aquecimento para evitar condensação da umidade do ar e, assim, problemas operacionais e também de qualidade da amostragem. O fluxo de ar que passa através do *mainfold* é complementado por uma bomba *exhaust*, que envia o ar para os analisadores individuais dos poluentes e depois o retira dos mesmos (MONITORAR-RIO, 2012).

Baseado nas informações apresentadas em MonitorAr-Rio (2012) com relação aos analisadores do ar atmosférico coletado, tem-se o seguinte:

1.8.1.1 Analisador de monóxido de carbono (CO)

A análise do monóxido de carbono é realizada através de medidas de absorção na faixa do infravermelho. Nesse processo de absorção é necessária a medição da luz emitida pelo poluente em um branco de referência, obtido pela roda de correlação (*Correlation Wheel*)

Dessa forma há uma fonte de emissão oriunda de um resistor aquecido que irradia ondas no espectro infravermelho para excitação da amostra.

Por fim, o detector de infravermelho, constituído de chumbo e selênio, converte as medidas em corrente, produzindo um sinal proporcional à concentração de monóxido de carbono na amostra.

1.8.1.2 Analisador de dióxido de enxofre (SO₂)

A análise do dióxido de enxofre é realizada através de um espectrofotômetro de quimiluminescência com uso de luz na faixa de espectro ultravioleta para promover a excitação das moléculas de SO₂. Quando excitada, a molécula de SO₂ emite luz, que é detectada pelo tubo fotomultiplicador, que gera um sinal elétrico com intensidade relativa à concentração do gás analisado.

1.8.1.3 Ozônio (O₃)

Dentro do analisador de ozônio, há uma lâmpada de vapor de mercúrio que emite luz no espectro ultravioleta (254 nm) para absorção por parte do ozônio. São realizadas medições alternadas da amostra com ozônio e do ar livre da presença de ozônio, obtido através de câmara purificadora.

Através da comparação das transmitâncias obtidas na amostra e no ar livre de ozônio são configuradas as corretas absorções da amostra. Por fim, a utiliza-se um detector de fotodiodos, que é sensível para região espectral do ozônio, para detecção do sinal.

1.8.1.4 Material Particulado (MP₁₀ e MP_{2,5})

Para a análise de material particulado, utiliza-se um instrumento à parte para a realização da captura do ar atmosférico. A captura é feita por um tubo, em cuja extremidade está localizada a cabeça do BAM (Beta-Attenuation Mass Monitor). Logo abaixo, há um frasco acoplado para fins de remoção da umidade, além de uma camisa de aquecimento ao longo do tubo coletor, já no interior da estação. O fluxo de ar para o analisador é mantido por uma bomba do próprio BAM.

O analisador BAM determina as concentrações de material particulado utilizando do processo de atenuação da radiação beta. O material particulado deposita-se em uma fita e recebe um fluxo de radiação proveniente de uma fonte constante de Carbono 14 (¹⁴C). A atenuação dessa radiação é medida por um detector que acaba por produzir um sinal proporcional à concentração do material particulado depositado na fita.

1.8.1.5 Óxidos de nitrogênio

O analisador de óxidos de nitrogênio mede as concentrações de NO_x utilizando o método de quimiluminescência. O monitor mede as concentrações de NO diretamente e em uma câmara de reação converte o NO₂ em NO fazendo assim a leitura dos NO_x totais. Essa conversão é feita reagindo o NO₂ presente no ar com o ozônio, garantindo a total conversão em NO. Essas medidas são feitas de maneira alternada e pela diferença das concentrações medidas de NO_x e NO é calculada a concentração do NO₂.

1.8.1.6 Temperatura e umidade

A temperatura e a umidade são mensuradas por um termohigrômetro, sendo a temperatura expressa em graus Celsius (°C) e a umidade expressa em porcentagem (%).

O equipamento utiliza um sensor capacitivo para as medidas de umidade e um dispositivo térmico resistivo de platina para a temperatura. Tais circuitos enviam um sinal elétrico com as mudanças de umidade e temperatura. Ele é revestido por policarbonato com partes em aço inoxidável e possui um filtro para proteger os sensores contra partículas abrasivas e/ou rajadas de ventos, já que se localiza na parte externa da estação.

1.8.1.7 Pressão atmosférica

Para medir a pressão atmosférica utiliza-se um barômetro em câmara fechada com a presença de uma membrana sensível às variações de pressão. Através da compressão ou dilatação da membrana são gerados sinais elétricos que são convertidos para valores de

pressão. O equipamento é revestido de camada de alumínio e é mantido dentro do gabinete de condicionamento da estação.

Os resultados de pressão atmosférica são gerados em unidade de hectopascal (hPa), que corresponde ao milibar (mBar).

1.8.1.8 Radiação solar

A medição da radiação solar global é realizada pelo piranômetro, que é composto por um sensor fotovoltaico de silício que capta a energia incidente e emite sinais elétricos de acordo com a intensidade e variação da radiação. Os sinais da corrente são baixos, na ordem de miliamperes, e necessitam de um amplificador de sinal para serem detectados e enviados ao *datalogger*.

O equipamento é encapsulado com alumínio anodizado à prova de intempéries e possui um nível bolha para seu correto posicionamento, deve estar em local com mínima ou nenhuma interferência por parte de obstáculos para captação da luz solar.

O resultado da radiação solar é expresso em Watts por metro quadrado (W/m^2).

1.8.1.9 Direção e velocidade do vento

O monitoramento da velocidade e da direção do vento utiliza-se de um anemômetro ultrassônico, onde os parâmetros são extraídos a partir do tempo que um pulso ultrassônico disparado pelo sensor orientado para norte leva para chegar ao sensor orientado para o sul, comparado a um pulso ultrassônico disparado pelo sensor orientado para oeste leva para chegar ao sensor orientado para o leste. Tal equipamento é revestido em policarbonato, estando livre de corrosão, e fica localizado na parte externa da estação de monitoramento.

Os dados de direção do vento são expressos em graus ($^{\circ}$), enquanto que os dados de velocidade do vento são expressos em metros por segundo (m/s).

1.8.1.10 Sensor pluviométrico

Utiliza-se o pluviômetro para o monitoramento da precipitação, expressa em milímetros de chuva (mm) em um período determinado de 10 minutos na rede MonitorAr-Rio.

O sensor possui uma área de captação de 400 cm^2 , operando pelo método de básculas, no qual o peso do volume relativo a 0,2 mm de chuva movimenta a báscula, que por sua vez movimenta o braço magnético no *reed switch* e fecha o contato magnético, verificado por um contador de pulso. O equipamento é revestido em aço inoxidável e fica instalado do lado de fora da estação de monitoramento.

2 METODOLOGIA

De um modo geral, o presente estudo baseou-se em levantamento bibliográfico, através de artigos técnicos, dissertações, livros, revistas especializadas, publicações oriundas do setor público acerca da qualidade do ar, de combustíveis e classificação veicular, legislações e normas nacionais e internacionais.

Os principais componentes necessários à realização de um estudo de dispersão atmosférica de poluentes veiculares são aqueles que formam o arcabouço teórico e prático necessários à simulação numérica. Desse modo, buscou-se analisar as características da área de estudo, denominada “microrregião”, no bairro de Bangu de modo a entender os possíveis dados ambientais e urbanos que possam interferir na simulação. Buscou-se também analisar e entender os parâmetros necessários aos modelos de dispersão adotados, seguidos por uma descrição das informações necessárias à sua plena modelagem, a saber: fatores de emissão veicular, contagem veicular, entendimento do comportamento dos poluentes, CO e NO₂, além do entendimento da aplicação acerca do tratamento dos dados gerados pelo modelo (i.e.: concentração prevista) voltado para o tipo de análise proposta por esta dissertação.

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo, doravante denominada de “microrregião”, está localizada no bairro de Bangu, Zona Oeste do município do Rio de Janeiro apresentada na Figura 15. O bairro apresenta uma população de 243.125 moradores, o que representa 3,8% da população de 6.390.290 do município do Rio de Janeiro segundo os dados do Censo de 2013 (IBGE, 2013; IPP, 2013), também apresenta uma crescente frota veicular, que acompanha o crescimento da frota do município e da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (DENTRAN, 2012 e 2013). O bairro de Bangu tem por vizinhança os bairros Campo Grande, Senador Camará, Santíssimo, Gericinó, Padre Miguel e Realengo, além dos municípios de Nova Iguaçu e Nilópolis.

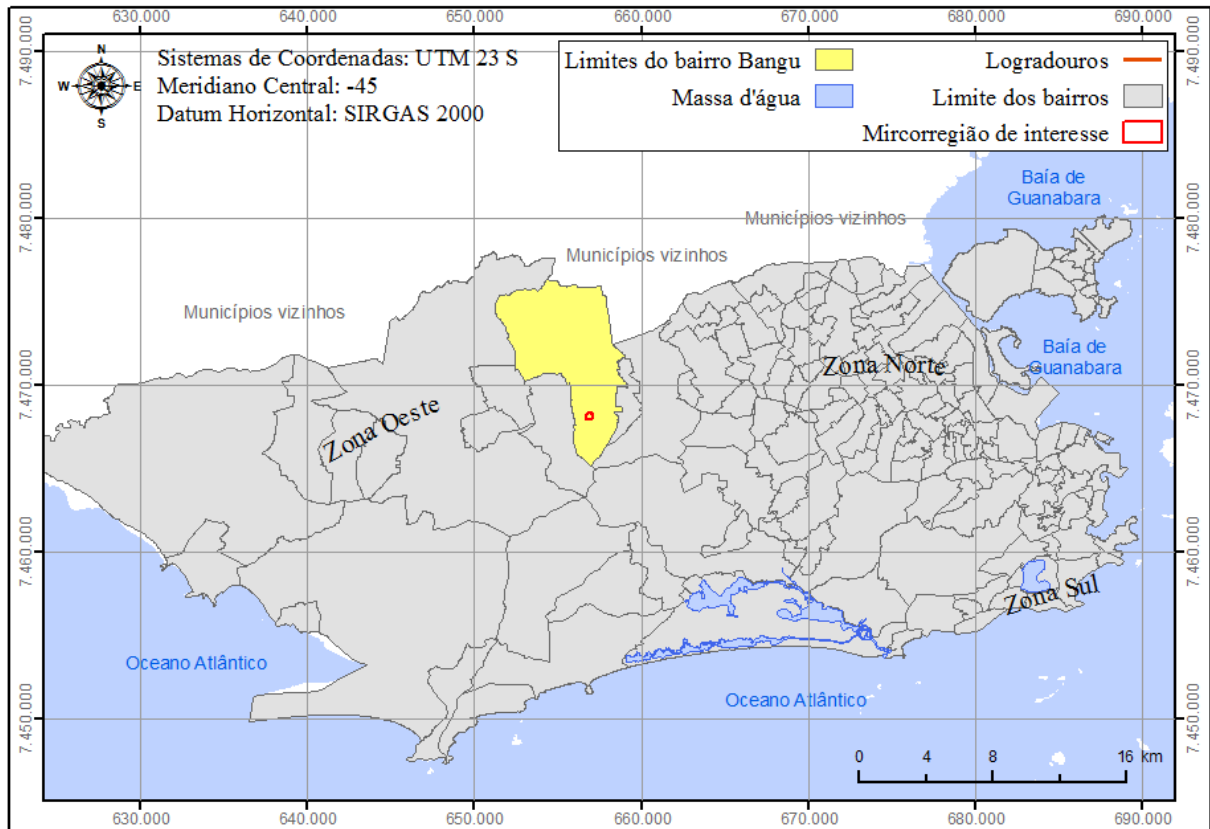


Figura 15 - Localização da Microrregião de Estudo e do bairro Bangu no município do Rio de Janeiro

Climatologicamente o município do Rio de Janeiro está sujeito às características do clima tropical, com intensa radiação solar e temperaturas elevadas em grande parte do ano. O período chuvoso pode ser considerado de novembro a abril, com destaque para os meses de dezembro e abril, com precipitações médias mensais de cerca de 165 e 135 mm respectivamente e o período mais seco compreende os meses de julho e agosto, com precipitações na ordem de 52 e 28 mm respectivamente (SIMERJ, 2012). A Figura 16 apresenta o gráfico do comportamento médio dos valores de precipitação para o Rio de Janeiro, segundo os dados da Normal Climatológica de 1961 a 1990 do INMET compilados pelo SIMERJ.

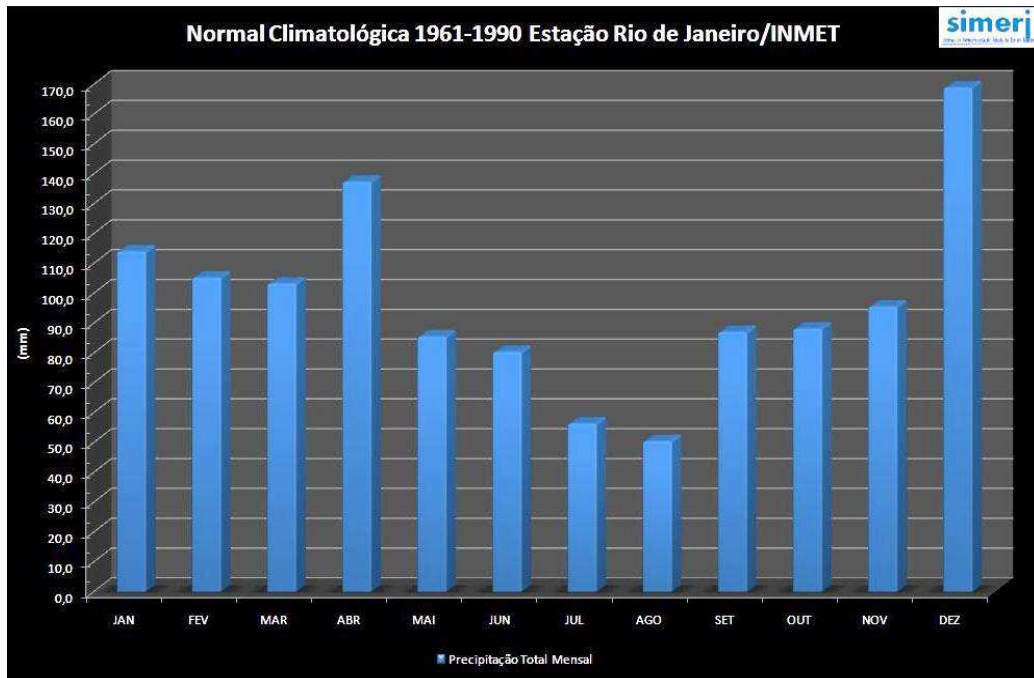


Figura 16 - Precipitação média - Normal Climatológica para o município do Rio de Janeiro - 1961 a 1990

Fonte: SIMERJ (2012)

Em termos de temperatura a região de Bangu apresenta seus valores máximos nos meses de verão, especialmente janeiro e fevereiro. Os meses mais frios são aqueles da estação de inverno, especialmente junho e julho, com valores mínimos de 16 °C. Tais dados são oriundos das Normais Climatológicas do Brasil, com o período tabelado de 1961 a 1990 da Estação Meteorológica de Bangu, código 83790.

A avaliação climatológica dos ventos no Rio de Janeiro, conforme apresentado por Ferreira (2005), permite destacar que a predominância dos ventos é de sul-sudeste, sudeste e este-sudeste em praticamente todos os meses do ano, com percentual de 37,6% para esse conjunto, como mostra a Figura 17. Já o percentual de calmarias é de 22,9. No que se refere às velocidades médias, estas se situam entre 6 a 10 nós (intervalo de cerca de 3 a 5 m s⁻¹), também ao longo de todo ano.

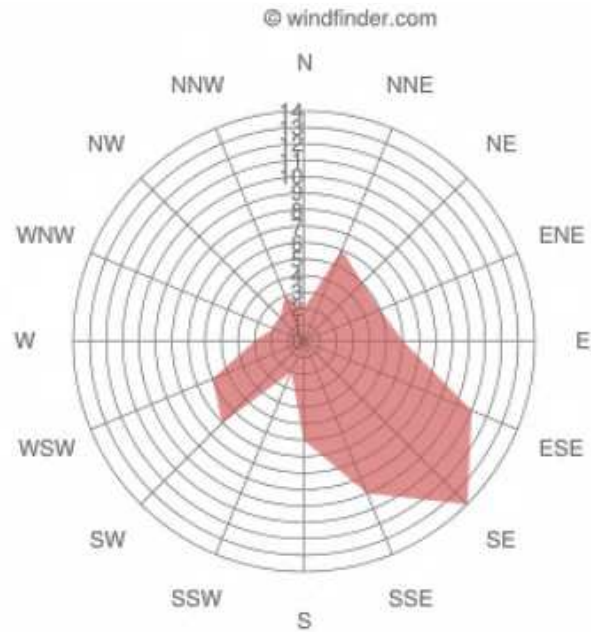


Figura 17 - Direção e distribuição dos ventos no Galeão – média do mês de abril

Fonte: Windfinder (2013)

A microrregião está inserida na Bacia Aérea III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (FERREIRA, 2005; INEA, 2009), em um contexto topográfico de área plana com pequenos morros mais afastados compondo o seu entorno. Ao sul, o bairro é delimitado pelos taludes do Maciço da Pedra Branca, que chega a alcançar 1.020 metros de altitude no seu topo. A leste e a oeste o bairro é delimitado por áreas planas caracterizadas também pela presença de pequenos morros. Ao norte, o bairro é cortado pela Avenida Brasil e, além, apresenta o Maciço do Gericinó, que chega a 970 metros de altitude no seu topo.

Assim, de modo regional, o bairro está inserido em uma espécie de um largo e amplo vale direcionado no sentido oeste-leste e delimitado por maciços ao norte e ao sul.

Em maior escala cartográfica, a microrregião adotada para a simulação virtual pode ser caracterizada por uma área plana, com altitude média de 51 metros e pouca variação topográfica no seu redor imediato. Tais características morfológicas e topológicas podem ser visualizadas no Modelo Digital de Terreno (MDT) na Figura 18.

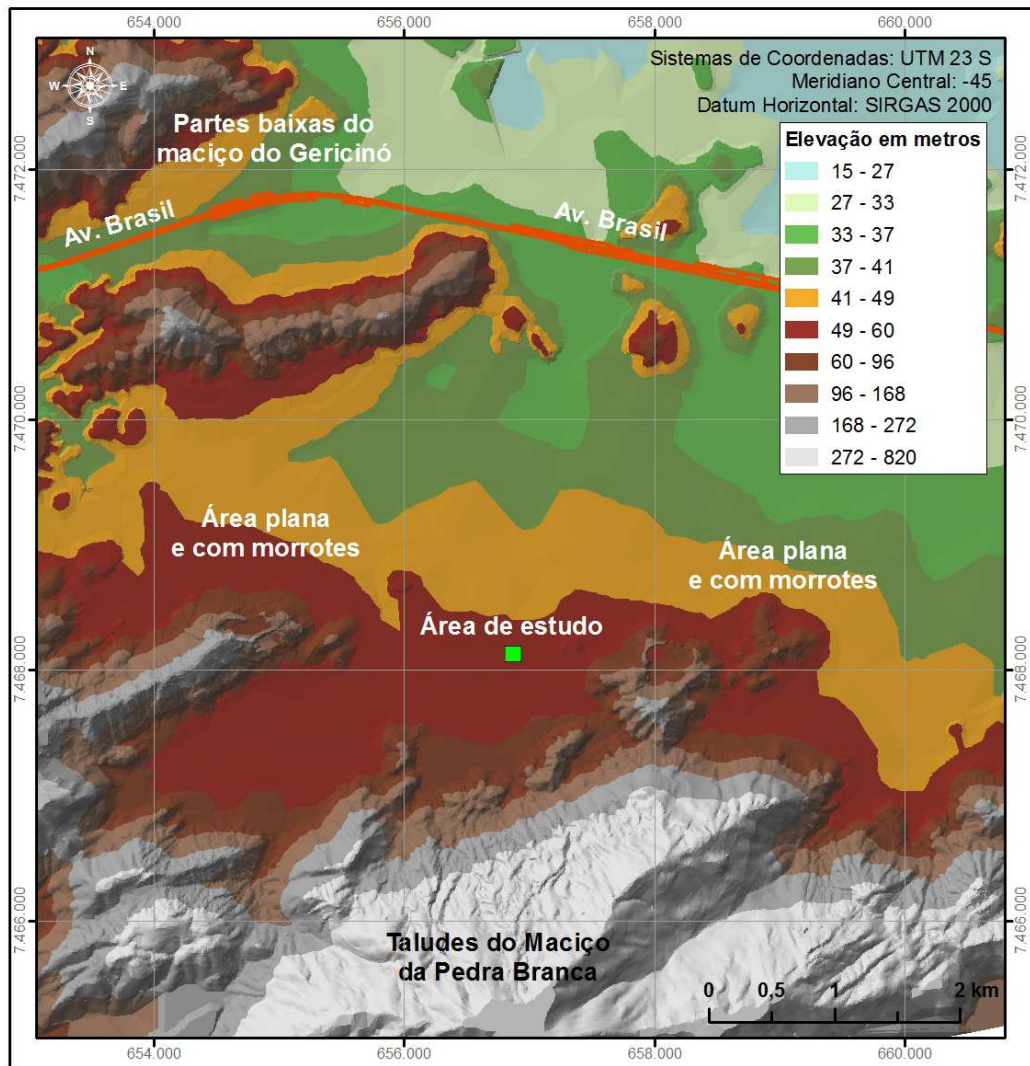


Figura 18 – Modelo Digital de Terreno entorno do bairro Bangu

Fonte: Base de dados do Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos – IPP (2004)

Ao redor da área de estudo não são encontradas atividades industriais significantes cujas emissões atmosféricas possam causar significativo impacto sobre as concentrações dos poluentes na microrregião de estudo. De um modo geral, a microrregião pode ser classificada como residencial tipicamente de subúrbio, com presença de casas e edificações de um a dois andares, vias com até duas faixas de rolamento (Figura 19) e algumas edificações públicas da rede de educação: CIEP Professora Célia Martins Menna Barreto, Escola Municipal Waldir Azevedo Franco, e o Espaço de Desenvolvimento Infantil Professora Tânia Maria Larrubia Gomes, onde está instalada a estação de monitoramento da rede MonitorAr-Rio, especificamente no endereço: Rua Mongólia, s/n, Bangu.



Figura 19 - Características urbanísticas da microrregião em estudo: predominância residencial, com edificações de um a dois andares e vias com duas faixas de rolamento. Foto obtida em junho de 2013

A principal via de tráfego da microrregião é a rua Rio da Prata, que se localiza a 80 metros ao norte da estação de monitoramento no sentido oeste-leste como uma via de mão-dupla e uma faixa de rolamento para cada sentido. Sendo a única via da microrregião que contém tráfego de ônibus e pequenos edifícios comerciais, conforme é apresentado no item 2.2 - Contagem Veicular.

A Avenida Brasil, importante via de tráfego que corta todo o município do Rio de Janeiro, atravessa o bairro de Bangu no sentido oeste-leste a cerca de três quilômetros ao norte da área de estudo. Assim, segundo as distâncias de alcances indicadas pela bibliografia sobre modelos de dispersão em microrregiões de emissões veiculares (BENSON, 1989) assume-se que os poluentes emitidos pelos veículos automotores que trafegam pela Avenida Brasil não conferem significativo impacto sobre as concentrações dos poluentes na microrregião em estudo.

2.2 Contagem Veicular

Para que fosse realizada a delimitação das vias necessárias de sofrerem contagem veicular, foi perpetrada uma simulação numérica preliminar de simulação numérica utilizando o CALINE 4.

Nessa simulação preliminar, o volume de tráfego medido em veículos por hora e os fatores de emissão (FE) foram exacerbados de modo a se trabalhar com situação mais conservadora. Os valores utilizados foram 10.000 veículos/hora e FE de 10,00 g CO/mi,

conforme metodologia apresentada por Benson (1989). Ressalta-se o fato de que, de acordo com o indicado pela bibliografia, o fator de emissão máximo estipulado pelo PROCONVE para veículo leve de passageiros (Ciclo Otto) atualmente é de 2,00 g CO/km, ou 3,21 g CO/mi para veículos novos.

Além dessa simulação preliminar dos modelos para fins de delimitação das vias e suas contagens, também se deve levar em consideração as próprias especificações dos modelos: o CALINE4 sugere como área máxima de sensibilidade de estudo para suas respostas a inclusão de vias com até 200 metros de distâncias com relação ao ponto receptor (BENSON, 1989). Desse modo, a concentração do esforço de campo para contagem veicular foi direcionado para atender as recomendações do modelo.

Considerou-se para essa modelagem preliminar a influência de incidência de ventos de todos os quadrantes e de baixa velocidade de modo a abarcar também todas as possíveis vias ao redor da estação de monitoramento, sem qualquer tipo de restrição e fragilidades de resultados.

Os resultados de tal simulação indicaram as ruas em um raio de cerca de 200 metros como um *buffer* de sensibilidade do modelo. A maior contribuição em termos de concentração do poluente CO foi originada da própria Rua dos Banguenses, por estar localizada a cerca de 5 metros da estação de monitoramento. Tal contribuição máxima foi de 0,7 ppm relacionada aos ventos que sopravam para direção sul.

Desse modo, as seguintes ruas/vias foram selecionadas para realização da contagem veicular: rua Rio da Prata (na sua seção entre a rua Sibéria e rua Barão de Capanema), rua Sibéria, rua Frederico Leal, rua dos Estampadores, av. Eng. Pires Rebelo, rua Barão de Capanema (em sua seção entre a rua Rio da Prata e av. Eng. Pires. Rebelo), além da própria rua Mongólia e rua dos Banguenses, em cuja interseção está localizada a estação de monitoramento, apresentando um total de oito vias. A localização das vias que requereram contagem veicular, da estação de monitoramento e do *buffer* ilustrativo com alcance de 200 metros ao redor da estação de monitoramento podem ser vistos na Figura 20.

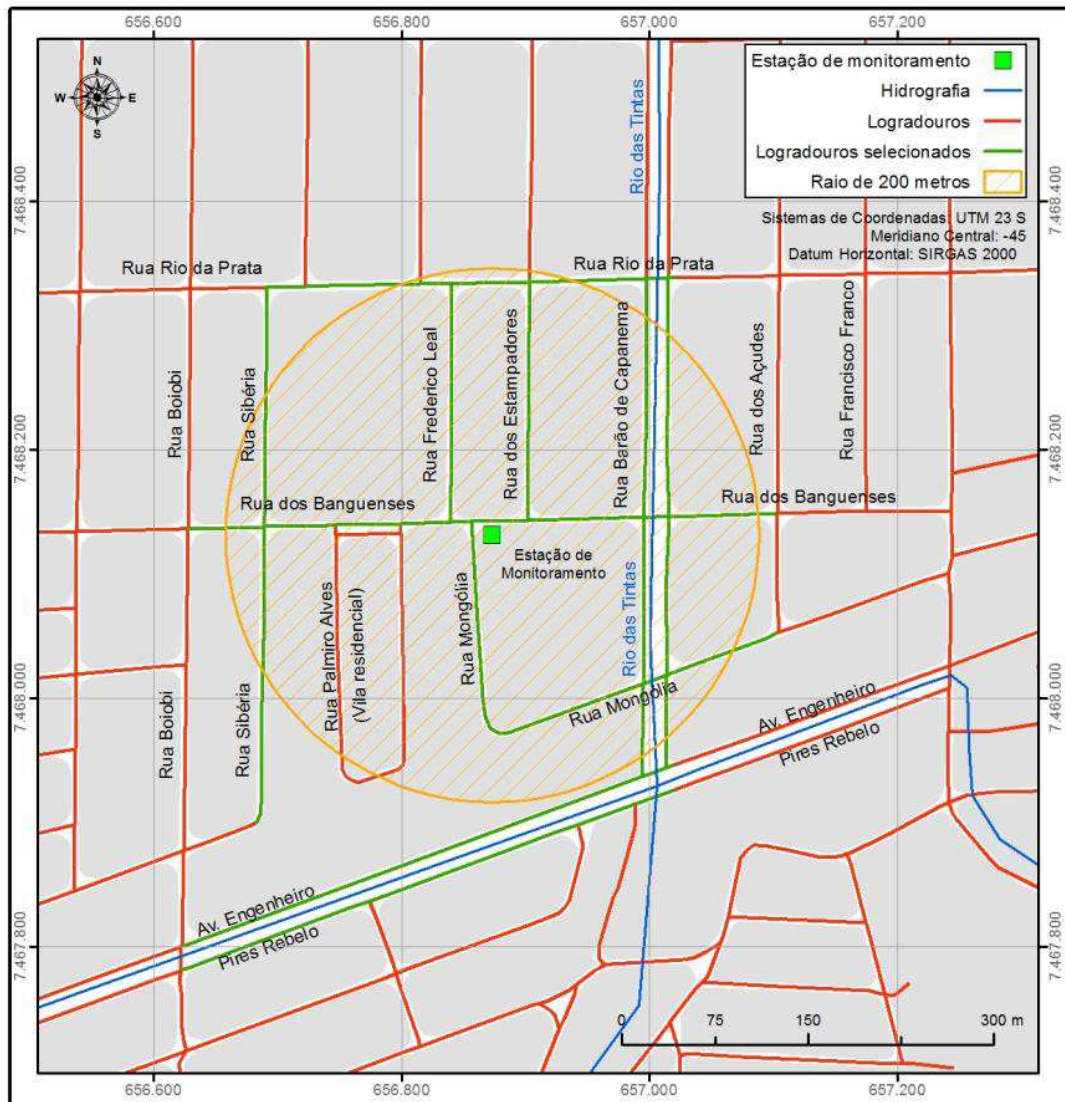


Figura 20 - Localização das vias para contagem veicular, da estação de monitoramento e do raio de 200 metros ao redor da estação

2.2.1 Planilha de contagem veicular

A metodologia adotada para realização da contagem veicular foi a Contagem Manual Abreviada (CMA) (CETSP, 1981; KENTY *et al.*, 2007; ANJANEYULU *et al.*, 2006). Para aumentar a qualidade dos dados da contagem veicular, foi escolhido um período de contagem mínima de 15 minutos, com intervalo de 15 minutos. Desse modo, no período de 1 hora, foram realizadas duas contagens de 15 minutos, totalizando 30 minutos de contagem veicular, a despeito do valor de 6 minutos indicados pela bibliografia supracitada.

Tal método de duas contagens com valor de 15 minutos cada foi adotado de maneira conservadora para que não ocorresse fragilização dos dados veiculares, uma vez que a maioria das vias inseridas na microrregião tem caráter residencial suburbano e, por isso, tem relativamente um “baixo” fluxo veicular, evitando-se, assim, de incorrer sobre um erro acima

da taxa de erro admissível indicada na Tabela 10 - Relação do número de veículos contados com erro admissível - no item 1.6.

Nesse sentido, foi gerada uma planilha de auxílio ao analista/contador veicular com vistas a atender os períodos de contagens além de prover detalhes suficientes para que houvesse separação dos tipos de veículos de acordo com motorização e assim a aplicação dos diferentes fatores de emissão, de acordo com as classes de veículos estabelecidas pela CETESB (2013d). A planilha gerada para a CMA nos períodos da manhã e da tarde pode ser vista no Anexo B de modo completo.

2.2.2 Visitas a campo

As visitas ao campo em Bangu foram condicionadas de modo a direcionar os esforços para uma efetiva coleta e apuração dos dados. Optou-se por dividir a contagem em dois dias da semana: terça-feira e quarta-feira. Na terça-feira a contagem foi direcionada para o período da tarde, abarcando o período das 12:00 às 19:00 h. Para a quarta-feira, a contagem foi direcionada para o período da manhã, compreendendo o período das 07:00 às 12:00 h.

Ambos os dias da semana sofreram duas contagens cada. Para terça-feira (período das 12:00 às 19:00 h) foram realizadas visitas nos dias 27 de agosto e 03 de setembro de 2013. Para quarta-feira (período das 07:00 às 12:00 h), foram realizadas visitas nos dias 28 de agosto e 04 de setembro de 2013.

A escolha e esforço para realização da contagem repetida em dias da semana foram tomados para que houvesse comparação estatística dos dados coletados. Os dados horários referentes às duas coletas realizadas no período da manhã foram comparados para verificação de possíveis inconsistências numéricas na contagem entre os dias. O mesmo ocorreu para o período da tarde. A Tabela 13 a seguir apresenta uma síntese dos horários e dias da contagem.

Os dias de terças e quartas-feiras foram escolhidos por apresentarem menores variações do tráfego no comportamento do ciclo semanal. Contudo, cabe ressaltar, que a contagem de somente dois dias da semana pode carregar consigo um erro inerente, pelo simples fato de não ser possível verificar toda a variação semanal. A contagem foi restringida a tais dias (quatro dias) devido a dificuldades de disponibilização de pesquisadores em campo.

Tabela 13 - Síntese da realização da contagem manual abreviada – dias e horários

Horário	27/08/2013	28/08/2013	03/09/2013	04/09/2013
Intervalo de 15 min	(terça-feira)	(quarta-feira)	(terça-feira)	(quarta-feira)
07:00		X		X
07:30		X		X
08:00		X		X
08:30		X		X
09:00		X		X
09:30		X		X
10:00		X		X
10:30		X		X
11:00		X		X
11:30		X		X
12:00	X	X	X	X
12:30	X		X	
13:00	X		X	
13:30	X		X	
14:00	X		X	
15:00	X		X	
16:00	X		X	
17:00	X		X	
17:30	X		X	
18:00	X		X	
18:30	X		X	
19:00	X		X	

Conforme apresentado anteriormente, um total de oito ruas/avenidas foram indicadas a sofrerem a contagem veicular. Para a realização do campo, contou-se com a disponibilidade de quatro analistas para os dias 27 e 28 de agosto, 03 e 04 de setembro de 2013.

Esses analistas foram distribuídos na microrregião de modo a cobrir as vias escolhidas. Devido ao número inferior de analistas (quatro) ao número de vias selecionadas (oito), cada analista monitorou e contou duas vias simultaneamente, o que pôde ser realizado sem prejuízo da qualidade dos dados devido à relativamente baixa atividade veicular na microrregião.

Das oito ruas/avenidas a sofrerem contagem, a rua dos Banguenses foi dividida em duas seções com contagens distintas, a saber: uma seção entre a rua Sibéria e a rua Mongólia; e outra seção entre a rua Mongólia e a rua Barão de Capanema. Também se ressalta que a rua Barão de Capanema necessitou de duas contagens também distintas, pois esta apresenta um canal de drenagem que divide a rua em duas vias de mãos únicas, uma no sentido para o sul e outra no sentido para o norte. A rua Mongólia, por sua vez, foi desenhada duas vezes por

apresentar curva de 90°, com uma seção norte-sul e outra seção oeste-leste, ambas apresentam os mesmos valores de contagem de veículos.

Os resultados obtidos foram tabelados no *software* Microsoft Excel® mantendo as características e detalhes oriundos das planilhas de campo (e.g.: intervalos de 15 minutos e classe do veículo).

2.3 Fatores de emissão

2.3.1 Composição da frota

Seguindo a metodologia proposta pela CETESB (2013d), ao tomar fatores de emissões mais refinados através dos itens descritos na seção 1.7.1, o presente estudo adotou o mesmo procedimento, buscando aplicar os dados da frota veicular da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), cruzando tais dados com as informações de consumo de combustíveis por tipologia ao longo do ano 2013, além dos fatores de deterioração e taxas de sobrevivências por tipo de classe de veículo. A metodologia é apresentada nos itens a seguir.

Como mencionado, a frota veicular considerada no presente estudo é aquela oriunda dos municípios da RMRJ, a saber (RIO DE JANEIRO, 2009): Belford Roxo, Duque de Caxias, Guapimirim, Itaboraí, Itaguaí, Japeri, Magé, Maricá, Mesquita, Nilópolis, Niterói, Nova Iguaçu, Paracambi, Queimados, Rio de Janeiro, São Gonçalo, São João de Meriti, Seropédica e Tanguá.

Os dados são datados de setembro de 2013 e são referentes à frota de veículos, que foram obtidos no sítio do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2013) para todos os municípios do Brasil e para diversas categorias de veículos. Tais dados foram tratados e filtrados de modo a apresentar a quantidade absoluta de veículos e a participação dos mesmos de acordo com o ano de fabricação e sua categoria. A Tabela 14 apresenta os valores agrupados relativos à frota veicular para a RMRJ.

Tabela 14 - Frota veicular da RMRJ por classe de veículos

Tipologia de veículo	Quantidade	Participação (%)
Automóveis (Veículos leves)	2.791.050	72,4%
Veículo Comercial Leve	379.969	9,9%
Caminhões	116.541	3,0%
Ônibus	59.890	1,6%
Motocicletas	506.648	13,1%
Outros	261	0,0%
TOTAL	3.854.359	100,0%

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2013).

É possível verificar que cerca de três em cada quatro veículos na RMRJ são classificados como automóveis, ou seja, veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, inclusive o condutor, com o uso dos combustíveis gasolina, etanol hidratado e *flex fuel* e GNV.

Tais dados são importantes para ponto-de-partida para cruzamento das informações de ano de fabricação de toda a frota em questão, também através do sítio do DENATRAN, com o objetivo de obter o panorama geral da participação, em termos de percentuais (Tabela 15), dos anos de todos os veículos licenciados. Essa informação é necessária para a aplicação da taxa de sucateamento sobre os dados de fatores de emissões dos veículos novos, conforme realizado pela CETESB (2013d).

Tabela 15 - Participação dos anos de produção dos veículos da RMRJ

Ano de veículo	Participação (%)	Ano de veículo	Participação (%)	Ano de veículo	Participação (%)
1900	0,001%	1938	0,000%	1976	0,502%
1901	0,000%	1939	0,000%	1977	0,486%
1902	0,000%	1940	0,000%	1978	0,653%
1903	0,000%	1941	0,001%	1979	0,715%
1904	0,000%	1942	0,002%	1980	0,798%
1905	0,000%	1943	0,000%	1981	0,630%
1906	0,000%	1944	0,000%	1982	0,900%
1907	0,000%	1945	0,000%	1983	1,122%
1908	0,000%	1946	0,001%	1984	0,884%
1909	0,000%	1947	0,001%	1985	1,024%
1910	0,000%	1948	0,002%	1986	1,315%
1911	0,000%	1949	0,001%	1987	0,897%
1912	0,000%	1950	0,001%	1988	1,160%
1913	0,000%	1951	0,005%	1989	1,170%
1914	0,000%	1952	0,003%	1990	1,166%
1915	0,000%	1953	0,001%	1991	1,258%
1916	0,000%	1954	0,003%	1992	1,252%
1917	0,000%	1955	0,001%	1993	1,878%
1918	0,000%	1956	0,001%	1994	2,396%
1919	0,000%	1957	0,003%	1995	3,218%
1920	0,000%	1958	0,003%	1996	3,153%
1921	0,000%	1959	0,007%	1997	3,476%
1922	0,000%	1960	0,011%	1998	2,956%
1923	0,000%	1961	0,018%	1999	2,557%
1924	0,000%	1962	0,026%	2000	2,773%
1925	0,000%	1963	0,029%	2001	3,088%
1926	0,000%	1964	0,041%	2002	2,990%
1927	0,000%	1965	0,045%	2003	2,474%
1928	0,000%	1966	0,070%	2004	2,974%
1929	0,001%	1967	0,094%	2005	3,212%

Ano de veículo	Participação (%)	Ano de veículo	Participação (%)	Ano de veículo	Participação (%)
1930	0,000%	1968	0,149%	2006	3,690%
1931	0,000%	1969	0,139%	2007	4,992%
1932	0,000%	1970	0,181%	2008	6,053%
1933	0,000%	1971	0,186%	2009	6,132%
1934	0,000%	1972	0,297%	2010	6,964%
1935	0,000%	1973	0,324%	2011	7,750%
1936	0,000%	1974	0,428%	2012	7,026%
1937	0,000%	1975	0,424%	2013	1,813%

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2013).

2.3.2 Consumo de combustíveis

Segundo a ANP (2013), e de acordo com os dados obtidos juntos às distribuidoras de combustíveis autorizadas pela agência, o consumo de combustíveis até o mês de outubro de 2013 no estado do Rio de Janeiro, caracteriza-se do seguinte modo:

- Gasolina C: 11.167.095 litros;
- Etanol hidratado: 1.712.961 litros;
- Óleo diesel: 15.791.052 litros e;
- Outros⁵: 10.433.828 litros.

A não consideração do GNV no presente estudo deve-se ao fato de esse combustível não ter fatores de emissão estabelecidos de longa data e também não apresentar dados robustos acerca de suas emissões para todos os poluentes por ele emitidos.

Para o presente estudo, faz-se necessário avaliar a participação relativa entre os valores de consumo de gasolina C e etanol hidratado. Isso se deve ao fato de, durante o campo, ter sido possível avaliar teoricamente quais veículos utilizam óleo diesel, ou seja, grandes caminhonetes, ônibus, caminhões etc. Contudo, não é possível verificar em campo quais veículos classificados como automóvel e veículo comercial leve utilizam gasolina C ou etanol hidratado, ou ainda ambos.

Conforme metodologia da CETESB, aplica-se a taxa de consumo médio de combustíveis de uma região (i.e.: no presente caso, o consumo de combustíveis no estado do Rio de Janeiro) sobre a contagem veicular realizada em campo no mês de setembro de 2013, de modo a refinar e aproximar o FE mais próximo da realidade.

Segundo os dados da ANP (2013), considerando-se apenas os combustíveis gasolina C e etanol hidratado, o consumo relativo foi de 86,7 e 13,3% respectivamente, como

⁵ Gasolina de aviação, querosene de aviação, querosene iluminante, óleo combustível e GLP.

apresentado na Figura 21. Ressalta-se que tais percentuais foram aplicados na contagem veicular do presente estudo.

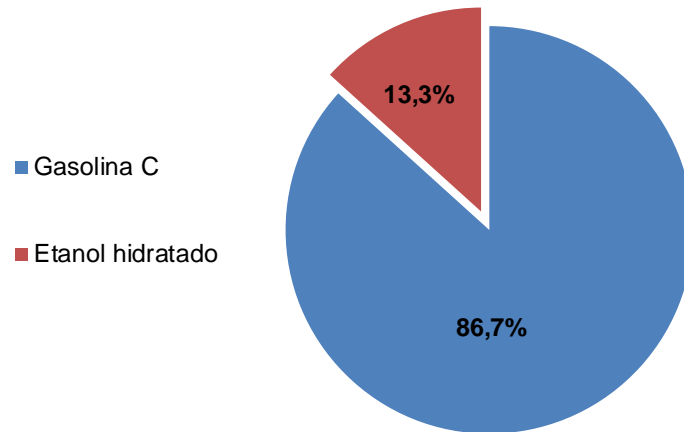


Figura 21 - Participação relativa do consumo de gasolina C e etanol hidratado no estado do Rio de Janeiro para o ano de 2013

Fonte: Adaptado de DENATRAN (2013).

2.3.3 Fatores de emissões obtidos

Afora tais aproximações, também foram aplicadas as curvas de sucateamento e consequentes taxas de sobrevivências descritas por CETESB (2013d), fazendo com que, ao considerar a frota regional, ocorra uma retirada teórica matemática e progressiva dos veículos mais antigos. Além disso, um importante parâmetro foi considerado, também de acordo com os dados da CETESB, a saber: a aplicação da taxa de deterioração de maquinário, que repercute em incrementos de até 200% nas emissões de CO e NO_x por quilômetro.

A Figura 22 a seguir apresenta um fluxograma simplificado da metodologia de aprimoramento do FE utilizado no presente estudo, baseada nos métodos da CETESB (2013d).

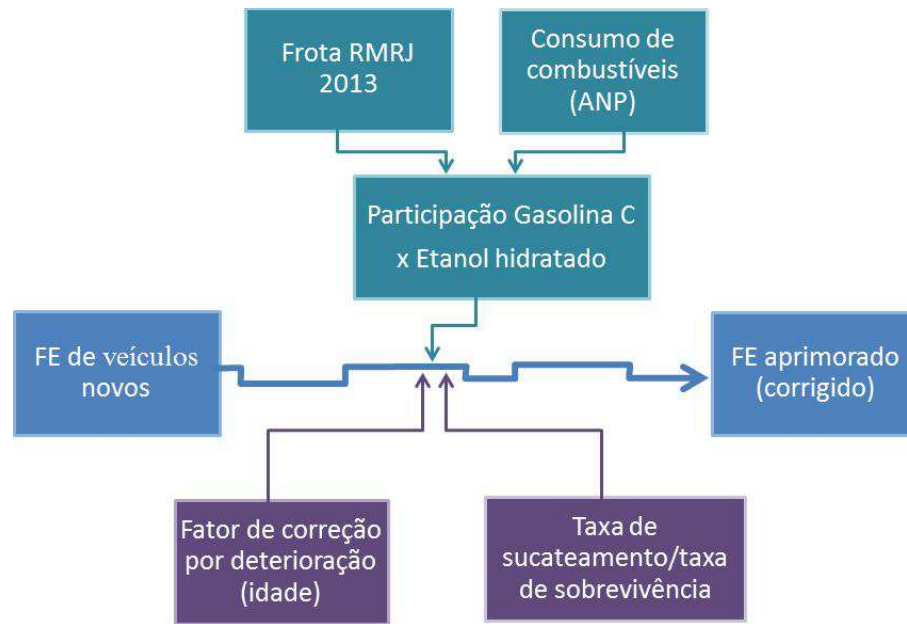


Figura 22 - Fluxograma básico da metodologia e dados utilizados para aprimoramento do FE

Os resultados obtidos com relação aos fatores de emissão para cada classe veicular analisada e para os poluentes CO e NO_x são apresentados no item 3.3 - Resultados dos fatores de emissão corrigidos.

2.3.4 Parametrização dos fatores de emissão aplicados na contagem veicular

Com os valores de FE em mãos, estes foram aplicados às contagens manuais abreviadas (CMA) já extrapoladas para médias horárias. Conforme visto no item 2.2 - Contagem Veicular, foram obtidos durante o campo valores de contagem veicular para diversos tipos de veículos em termos de média horária.

As classes verificadas em campo e obtidas através da planilha de CMA de 15 minutos foram agrupadas para compatibilizarem-se com as classes apresentadas pela CETESB (2013d) em termos de fatores de emissão.

A Tabela 16 a seguir apresenta a correlação adotada para a compatibilização das classes veiculares disponíveis na planilha de contagem e nos valores de FE da CETESB.

Tabela 16 - Correlação adotada para compatibilização de classificação dos veículos contados

Categoria do veículo segundo planilha de CMA	Categoria do veículo segundo CETESB
Carro (Ciclo Otto)	Veículo leve (Ciclo Otto)
Caminhonete (Ciclo Otto)	Comercial leve (Ciclo Otto)
Caminhonete (diesel)	Comercial leve (diesel)
Van	Comercial leve (diesel)
Micro-ônibus	Ônibus urbano (diesel)
Ônibus	Ônibus urbano (diesel)
Caminhão 2 eixos	Veículo pesado caminhão (diesel)
Caminhão 3 eixos	Veículo pesado caminhão (diesel)
Carretas 4 eixos ou mais	Veículo pesado caminhão (diesel)
Motocicleta	Motocicletas

Assim foi possível sumarizar e agrupar a quantidade de veículos contados em uma via analisada de acordo com sua classe de fator de emissão. Com esses valores prévios, foram aplicados os FE obtidos segundo método CETESB apresentados na Tabela 19 do capítulo de resultados e discussões sobre cada classe de veículos. O resultado obtido representa a quantidade de veículos (por classe) multiplicada pelo FE dos poluentes CO e NO_x, ou seja, a quantidade de poluente emitido (por quilômetro) pelo total de veículos que trafegaram pela via analisada.

Por fim, tal valor foi dividido pelo número total e extrapolado de veículos contados na via no intervalo de 1 hora. Os valores obtidos são aqueles necessários de serem inseridos nos modelos de dispersão atmosférica, pois representam os FE médios dos poluentes CO e NO_x de acordo com a participação relativa de cada classe veicular contada naquela específica via. Esses valores de FE são mutáveis, pois variam com o tipo de veículo que é verificado.

De modo exemplificativo, baseado nas informações da Tabela 19, um veículo classificado como veículo leve (Ciclo Otto) emite mais gramas de CO por quilômetro do que veículos movidos a diesel. Desse modo, se veículos desta classe forem contados mais do que veículos movidos a diesel, maior será a emissão relativa do poluente CO, o que deve ser refletido diretamente no FE do poluente.

As planilhas com os valores da contagem veicular obtidos através da CMA e dos fatores de emissão para os poluentes CO e NO_x para cada via que sofreu contagem são apresentados no ANEXO C.

Os resultados dos números de veículos hora⁻¹ e de fatores de emissões obtidos pelo método descrito acima são apresentados no item 3.2 - Resultados da contagem veicular, no capítulo de Resultados e Discussão.

2.4 Tratamento dos dados da estação meteorológica e qualidade do ar

Conforme descrito no item 1.8.1, a estação de monitoramento da qualidade do ar instalada no bairro de Bangu, e operada pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente – SMAC, gera informações acerca dos parâmetros meteorológicos e dos poluentes atmosféricos com intervalos de até 10 minutos.

Este estudo obteve as informações geradas pela estação de Bangu com intervalos de 1 hora para os anos de 2012 e 2013 (SMAC, 2014), suficientes para a entrada no modelo de dispersão. Os dados de concentração são denominados de C_O (i.e.: concentração observada). Os parâmetros obtidos foram velocidade e direção do vento, precipitação, temperatura, umidade relativa, pressão atmosférica, radiação solar, monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio, óxido de nitrogênio, óxidos de nitrogênio, ozônio, material particulado-respirável, material particulado-inalável e hidrocarbonetos não-metânicos,

Como objetivo específico (e secundário) do presente estudo, tais dados sofreram avaliações de modo a gerar uma caracterização e resultado da qualidade do ar na microrregião de interesse, resultados estes que servem tanto para a caracterização da microrregião quanto para avaliação e comparação com os valores de C_P (concentração prevista) gerados pelo modelo dispersão CALINE4.

Os dados foram separados de modo a apresentar as médias respectivas para cada um dos vinte e quatro horários do dia, considerando todos os dias dos anos de 2012 e 2013. Posteriormente tais dados foram filtrados para gerar informações específicas para os meses de agosto e setembro de 2013, isto é, os meses que sofreram contagem veicular e que serão comparados com os resultados do modelo de dispersão CALINE4.

Também foi realizado um filtro com objetivo de excluir os valores das concentrações observadas relacionadas a dias de final de semana. Esse passo teve por objetivo o aprimoramento da comparação C_O-C_P , pois a CMA realizada é representativa para dias de semana e, sabe-se que, dias de finais de semana apresentam volume de tráfego diferente dos dias de semana.

Para o filtro aplicado para exclusão dos dias de final de semana dos meses de agosto e setembro de 2013, foram excluídos da análise os dias 03, 04, 10, 11, 17, 18, 24, 25 e 31 do mês de agosto e os dias 01, 07, 08, 14, 15, 21, 22, 28 e 29 de setembro de 2013, não havendo

necessidade de retirada de dias de semana relativos a feriados, por não terem ocorrido. Com isso, foram considerados 43 dias de semana, com informações horárias para todos estes.

Um último passo foi realizado com relação ao tratamento dos dados meteorológicos. Esse passo teve por objetivo retirar da análise e da simulação os dias em que ocorreram precipitação atmosférica e entrada de frente fria. Para isso, além dos próprios dados de direção e velocidade dos ventos fornecidos pela estação em análise, também foram utilizados os relatórios diários de qualidade do ar e eventos meteorológicos disponibilizados pelo Monitorar-Rio (MONITORAR-RIO, 2013).

Com isso, dos 43 dias de semana oriundos da etapa anterior, 26 dias foram eliminados do conjunto por apresentar os critérios expostos: dias 05, 12, 14, 15, 16, 19, 20, 26, 27, 28 de agosto e 03, 04, 05, 06, 12, 13, 16, 17, 18, 19, 23, 24, 25, 26, 27 e 30 de setembro do ano de 2013.

Desse modo, 17 dias estavam disponíveis para verificação de seus dados, se os dados disponibilizados apresentam alguma falha ou *gap* de informação, ou ainda não disponibilidade de monitoramento por evento de manutenção da estação etc. Tais dias são: 06, 07, 08, 09, 13, 21, 22, 23, 29 e 30 de agosto e 02, 09, 10, 11, 18, 19 e 20 de setembro de 2013.

Esses 17 dias foram utilizados para formação do valor de *background* dos poluentes CO, NO, NO₂ e O₃ conforme é solicitado pelo CALINE4 e apresentado no item 2.5.2 - Condições da modelagem.

A Figura 23 apresenta o fluxograma do processo de tratamento dos dados de monitoramento.

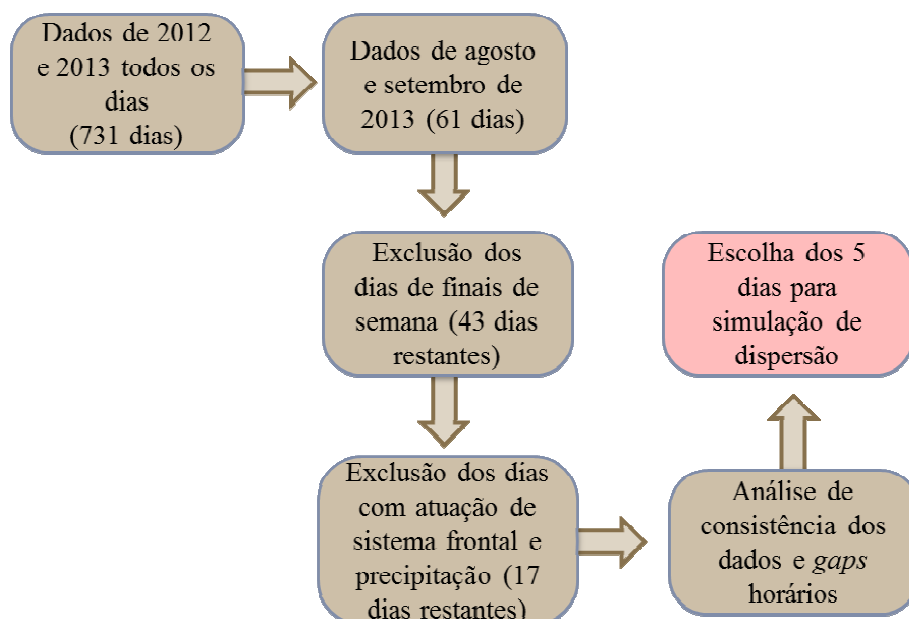


Figura 23 – Etapas da aplicação dos filtros sobre os dados meteorológicos

Por fim, ao se analisar a condição e integridade dos dados de monitoramento gerados pela estação da qualidade do ar em Bangu (SMAC, 2014), verificando a existência de possíveis inconsistências ou ainda *gaps* de informação, cinco dias foram escolhidos, saber: 07 e 30 de agosto e 02, 10 e 11 de setembro do ano de 2013.

2.5 Parametrização do CALINE4

O modelo CALINE4 utilizado neste estudo é o de versão 2.1, com última atualização em outubro de 2011 e, conforme descrito no item 1.5.1, é um modelo que requer entrada de dados de modo mais simplificado que os demais modelos, principalmente no item relativo às informações meteorológicas. Ainda assim, as entradas necessárias podem ser divididas em cinco classes, a saber: parâmetros gerais, condições meteorológicas, condições da modelagem, geometria das vias, atividades das vias, posição dos pontos receptores. A seguir são apresentadas as informações do presente estudo relativas aos métodos e dados utilizados nos parâmetros solicitados pelo modelo, ou seja, as informações de entrada.

2.5.1 Parâmetros gerais

Foram utilizadas as opções de modelagem de dispersão dos poluentes monóxido de carbono e dióxido de nitrogênio em períodos de 1 hora.

O coeficiente de rugosidade apontado foi aquele adotado através da Tabela 7 - Exemplos de comprimento da rugosidade do terreno. No caso da área sob estudo, o comprimento adotado foi aquele relativo a “Área residencial baixa densidade”, ou seja, 108 cm.

Para todas as rodadas de dispersão realizada foi considerada a altitude de 51 m acima do nível do mar para o terreno.

2.5.2 Condições da modelagem

Os dados relativos às condições de vento (i.e.: velocidade do vento e direção do vento) foram obtidos através da Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro (SMAC) em formato de banco de dados *Excel*®.

O desvio padrão da direção do vento, também conhecido como “sigma teta”, foi obtido através do método descrito pelo modelo CALINE4 devido à inexistência desse dado junto à SMAC. O próprio modelo sugere de modo conservador adotar para terrenos como o da microrregião sob análise, isto é, regiões localizadas em vales distantes do mar, desvios

padrões de vento na ordem de 5° no período das 06 às 10 h, 20° no período das 10 às 17 h e 5° no período das 17 às 21 h.

Com relação à Classe de Estabilidade Atmosférica, esta foi obtida através do método descrito na Tabela 6 - Esquema Pasquill de classificação da estabilidade atmosférica - apresentada no capítulo de referencial teórico. Foram cruzadas as informações de radiação solar incidente, velocidade do vento na superfície e nebulosidade com o fim de gerar as classes indicadas para cada horário de simulação.

A altura da camada de mistura foi obtida por da utilização dos dados meteorológicos locais da Estação de Monitoramento de Bangu (SMAC, 2014), que foram processados no pré-processador meteorológico AERMET que, por sua vez, é capaz de gerar valores para altura da camada de mistura a partir dos disponíveis e gerados pela estação em questão.

Além disso, a informação da temperatura ambiente (°C) utilizada também é oriunda da estação de monitoramento utilizada pelo estudo. Para cada simulação horária, foi indicada a temperatura média do intervalo horário trabalhado.

Com relação aos valores de ambiente, ou seja, de *background* do poluente CO, como não há no Rio de Janeiro estação de monitoramento em local teoricamente não impactado por atividades antrópicas, conforme é aconselhado pela USEPA (1992a), tais valores foram então obtidos através de o percentil de 25° dos dados de concentração de cada hora considerando os 17 dias similares aos dias de simulação escolhidos e descritos no item 2.4 Tratamento dos dados da estação meteorológica e qualidade do ar.

Desse modo, foi considerado o grupo 25% menor dos dados de concentração de poluentes em determinada hora, ou seja, o primeiro quartil do comportamento do poluente naquela hora durante os 17 dias de semana dos meses de agosto e setembro de 2013 que se apresentaram similares aos dias que sofreram modelagem de dispersão nas condições atmosféricas.

A Tabela 17 apresenta os valores da concentração do monóxido de carbono como concentração ambiente (*background*) de acordo critério exposto acima.

Tabela 17 – Concentrações horárias de monóxido de carbono utilizadas como *background*

Período	CO [ppm]	Período	CO [ppm]
07:00 às 08:00	0,19	14:00 às 15:00	0,11
08:00 às 09:00	0,15	15:00 às 16:00	0,12
09:00 às 10:00	0,11	16:00 às 17:00	0,11
10:00 às 11:00	0,11	17:00 às 18:00	0,26
11:00 às 12:00	0,11	18:00 às 19:00	0,31
12:00 às 13:00	0,10	19:00 às 20:00	0,30
13:00 às 14:00	0,11	--	--

Para a simulação de dispersão do poluente NO₂, outros parâmetros ambientais são requeridos pelo modelo. Esses são: concentrações ambientais de ozônio, monóxido de nitrogênio e dióxido de nitrogênio, além da taxa de fotólise do NO₂ e a taxa de emissão NO₂/NO do escapamento veicular.

Os valores de concentração ambiente para os poluentes NO, NO₂ e O₃ também foram obtidos conforme o *background* do CO, com averiguação dos dados de monitoramento dos 17 dias elegíveis como similares aos dias que sofreram simulação de dispersão.

A Tabela 18 apresenta os valores de background de NO, NO₂ e O₃ adotados para cada hora dos dias simulados conforme o método exposto.

Tabela 18 – Concentrações horárias de óxidos de nitrogênio e ozônio utilizadas como *background*

Período	NO [$\mu\text{g m}^{-3}$]	NO₂ [$\mu\text{g m}^{-3}$]	O₃ [$\mu\text{g m}^{-3}$]
07:00 às 08:00	5,96	22,01	0,81
08:00 às 09:00	6,75	17,08	4,74
09:00 às 10:00	5,36	14,00	8,78
10:00 às 11:00	3,51	10,35	11,65
11:00 às 12:00	3,09	12,87	55,72
12:00 às 13:00	2,25	9,69	26,05
13:00 às 14:00	2,39	12,57	76,73
14:00 às 15:00	1,99	10,69	69,51
15:00 às 16:00	2,23	11,84	59,35
16:00 às 17:00	1,99	16,34	54,19
17:00 às 18:00	2,00	24,21	40,76
18:00 às 19:00	2,32	19,66	24,60
19:00 às 20:00	3,45	18,12	1,95

Vale ressaltar que os valores de NO, NO₂ e O₃ expressos em $\mu\text{g m}^{-3}$ foram convertidos previamente para ppm assim como é requerido pelo modelo CALINE4.

A taxa de fotólise do NO_2 ($j_{(\text{NO}_2)}$) também entendida como a taxa de fotodissociação do NO_2 foi obtida através da Equação 4 desenvolvida por Trebs et al. (2009) apresentada no capítulo do Referencial Teórico. Utilizou-se dos coeficientes disponibilizados pelos autores (i.e.: $1,47 \times 10^{-5} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ para B_1 e $-5,32 \times 10^{-6} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ para B_2) para serem aplicados sobre o valor horário da Radiação Global (G) obtida pela estação de monitoramento. Para cada medição de G efetuada pela estação, foi gerado um valor da taxa de fotodissociação do NO_2 .

A taxa de emissão NO_2/NO_x utilizada é aquela apontada pela bibliografia, que indica que do total de óxidos de nitrogênio emitidos pelo escapamento de um veículo, 7,5% são relativos a NO_2 .

2.5.3 Geometria das vias

A geometria das vias foi inserida através dos vértices de cada link em coordenadas métricas, conforme solicitado pela CALINE4. As coordenadas usadas foram adquiridas através do *software Google Earth* em projeção UTM e Datum horizontal WGS-84.

Além disso, todas as vias são do mesmo nível do terreno do entorno, não havendo situações de depressão, aterros, cânions ou viadutos/pontes.

As ruas Mongólia e Barão de Capanema tiveram de ser duplicadas no *input* de suas geometrias, pois a rua Mongólia apresenta uma curva ao sul da estação de monitoramento de cerca de 80° , fazendo com o que modelo CALINE4 exija um novo segmento. A rua Barão de Capanema, por sua vez, tem suas faixas de rolamento separadas por um canal de drenagem no meio.

Com relação à largura da zona de mistura, definida como a largura da via acrescida de 3 metros para cada lado, esta foi verificada em mapa e em campo para cada via selecionada. Ainda nesse sentido, o modelo requer um valor mínimo de 10 metros.

A Figura 24 apresenta a configuração das vias inseridas no CALINE4, além da localização da Estação de Monitoramento, considerada por este estudo como o Ponto Receptor.

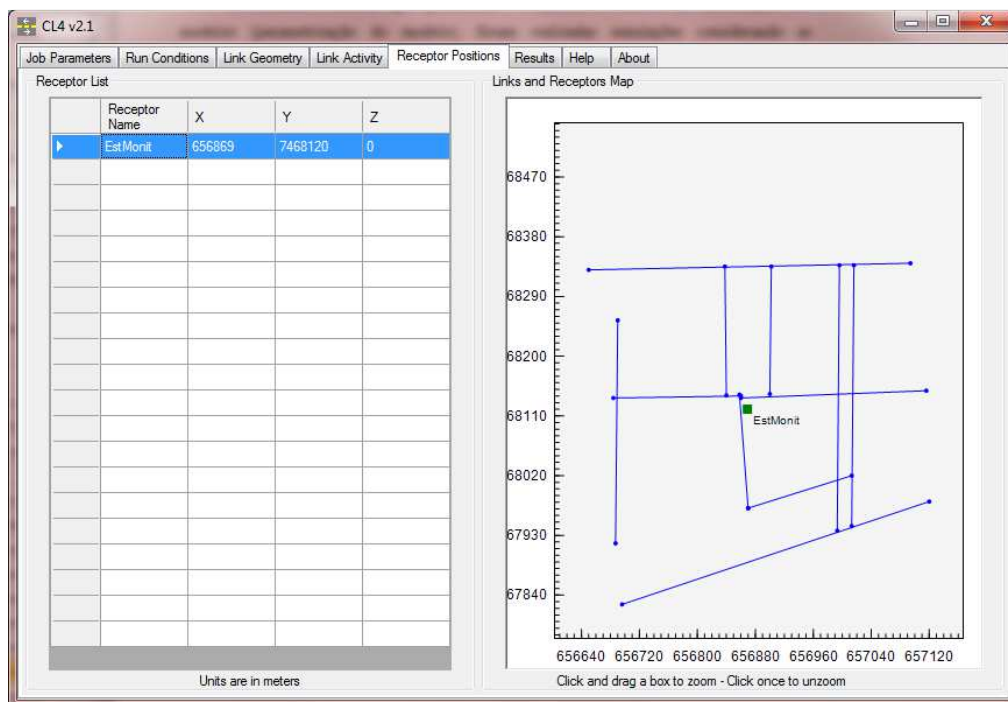


Figura 24 – Geometria das vias inseridas no modelo CALINE4

2.5.4 Atividade das vias

Os valores de entrada são de volume de tráfego, isto é, número de veículos por hora, e fator de emissão, isto é, $g\ mi^{-1}$.

Os dados de volume de tráfego são oriundos da contagem veicular realizada em campo e os fatores de emissão inseridos para cada via são aqueles oriundos da Tabela 20 - Número de veículos e valores de fatores de emissão obtidos para cada via e horário considerados no presente estudo apresentada no capítulo de resultados.

Contudo, para os FE, foi necessário converter a taxa de emissão alcançada por este estudo de gramas por quilômetro para taxa em gramas por milha, considerando o valor do quilômetro igual a 0,6214 milha. Com isso, a conversão considera que um grama de poluente emitido em um quilômetro representa 1,609 grama do mesmo poluente emitido em uma milha terrestre.

2.5.5 Posição dos pontos receptores

A posição do ponto receptor é a coordenada UTM da Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar de Bangu, a saber: X: 656869 m e Y: 7468120 m, além da sua altura com relação ao nível do terreno (Z): aproximadamente 2 metros.

2.6 Análise de desempenho do modelo

O presente estudo tem como parte dos objetivos avaliar se as C_P (concentrações previstas) pelo modelo CALINE4 para os poluentes analisados apresentam resultados razoáveis quando comparados às C_O (concentrações observadas) pela estação de monitoramento da qualidade do ar em Bangu.

Para isso, utilizou-se dos métodos estatísticos desenvolvidos e descritos pela agência ambiental norte-americana em seu estudo de determinação de modelos com melhores performances (USEPA, 1992b).

O estudo sugere que um fator de dois é uma performance razoável para o nível mínimo de performance do modelo, que se baseia na ideia de uma distribuição probabilística dos possíveis dados de saída do modelo, combinando tais dados com os dados a serem comparados em determinado período, neste caso as concentrações observadas pela estação de monitoramento.

Segundo USEPA (1992b), o método *Fractional Bias* é o ideal para essa avaliação, que é definido pela expressão geral apresentada na Equação 12.

$$FB = 2 \left[\frac{C_O - C_P}{C_P + C_O} \right]$$

Equação 12

O *Fractional Bias* é aconselhado por apresentar resultados e gráficos de boa interpretação pelo fato de serem simétricos e limitados, pois o alcance dos resultados varia entre -2,0, que representa um valor extremamente superestimado pela previsão, e +2,0, que representa um valor extremamente subestimado pela previsão do modelo. Além disso, o método é adimensional, o que é conveniente para fins de comparação de resultados de concentrações distintas de diferentes poluentes. Desse modo, os valores ideais são aqueles próximos a zero.

De acordo com a USEPA (1992b), os resultados aceitos como razoáveis tendem a se enquadrarem de -0,67 (resultado superestimado por um fator de duas vezes) a +0,67 (resultado subestimado por um fator de duas vezes).

Desse modo, os resultados obtidos de C_O e C_P dos referentes aos poluentes analisados pelo presente estudo foram trabalhados em planilhas de modo a serem comparados através do método acima descrito. Os resultados são apresentados no 3.4 e 3.5, do capítulo de Resultados e Discussões.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os dados gerados a partir do presente estudo desde os valores de fatores de emissão obtidos pelo método descrito no capítulo 2 (Metodologia).

3.1 Qualidade do ar na microrregião de estudo

A qualidade do ar na microrregião alvo deste estudo, isto é, na estação de monitoramento da qualidade do ar em Bangu e seu entorno, foi obtida através dos dados disponibilizados pela SMAC (2014) para os poluentes e parâmetros monitorados pela própria estação. As informações horárias datam dos anos de 2012 e 2013, acerca de todos os dias e os resultados obtidos são tanto para todo o período quanto somente para os dias avaliados que sofreram simulação da dispersão dos poluentes: 07 e 30 de agosto e 02, 10 e 11 de setembro de 2013 (vide item 2.4).

3.1.1 Concentrações observadas de monóxido de carbono

Dentre os poluentes cujas concentrações foram observadas, o monóxido de carbono é um poluente que tem por característica uma relativa estabilidade na atmosfera (SEINFELD; PANDIS, 2006), sendo assim pouco reativo no ambiente. Esse poluente apresenta picos de concentrações matinais e noturnas em horários de maior volume de tráfego, acaba por balizar os demais poluentes de um modo geral, indicando que os parâmetros monitorados têm maior probabilidade de serem oriundos das atividades veiculares.

Considerando todos os dias do período 2012-2013, é possível verificar na Figura 25 que o poluente CO apresenta um pico médio de 0,39 ppm no horário de 07:30 às 08:30 h e outro mais estendido e com concentrações ainda maiores no horário das 19:30 às 22:30, com valores próximos a 0,51 ppm. Tais valores são similares aos picos relativos ao aumento do volume de tráfego constatado pela contagem realizada (vide Tabela 20 e Anexo C).

Deve-se ressaltar o fato de, apesar de haver aumento do tráfego no horário de 12:00 h, as emissões oriundas de tal atividade parecem não afetar sensivelmente as C_{O_s} de monóxido de carbono. Possivelmente, o aumento da altura da camada de mistura nesse horário, devido à maior incidência de radiação solar do horário, acaba por dispersar verticalmente o poluente, diminuindo assim sua concentração ao nível do solo.

Tal explicação pode também ser aplicável ao fato de haver um grande pico de concentração, com os maiores valores médios diários, no horário entre 19:30 e 22:30 h. Como

esse horário não apresenta os maiores fluxos veiculares do dia, a diminuição da altura da camada de mistura no período noturno pode ser o responsável pelo aumento das C_{O_3} nessa parte do dia.

As mesmas tendências são observadas para o mesmo poluente nos cinco dias elegidos para simulação, conforme visto na Figura 26. Contudo, para tais dias, as concentrações médias foram maiores do que as concentrações observadas para todo o período 2012-2013. Sendo o valor médio máximo monitorado de 0,77 ppm para o horário das 22:30.

As concentrações dos poluentes mais acentuadas para os cinco dias analisados podem ser oriundas de fatores simplesmente estatísticos, tais como o curto número de amostragem (i.e.: cinco dias) ou ainda fatores relativos à variações da altura da camada de mistura referente à época e estação do ano.

Comparados à resolução vigente (CONAMA, 1990), os valores das concentrações médias estão sensivelmente abaixo da concentração máxima estabelecida para tempo de amostragem de 1 hora, a saber: 35 ppm, ou seja, centenas de vezes aquém do limite estabelecido. Mesmo os valores máximos observados também encontram-se nessa ordem de grandeza relativa.

Tal fato não é uma característica exclusiva de Bangu no contexto do município do Rio de Janeiro e pode estar relacionado principalmente às reduções nas emissões de CO por conta dos limites cada vez mais restritivos do estabelecidos PROCONVE, causando uma substancial melhoria na qualidade do ar com relação a esse poluente.

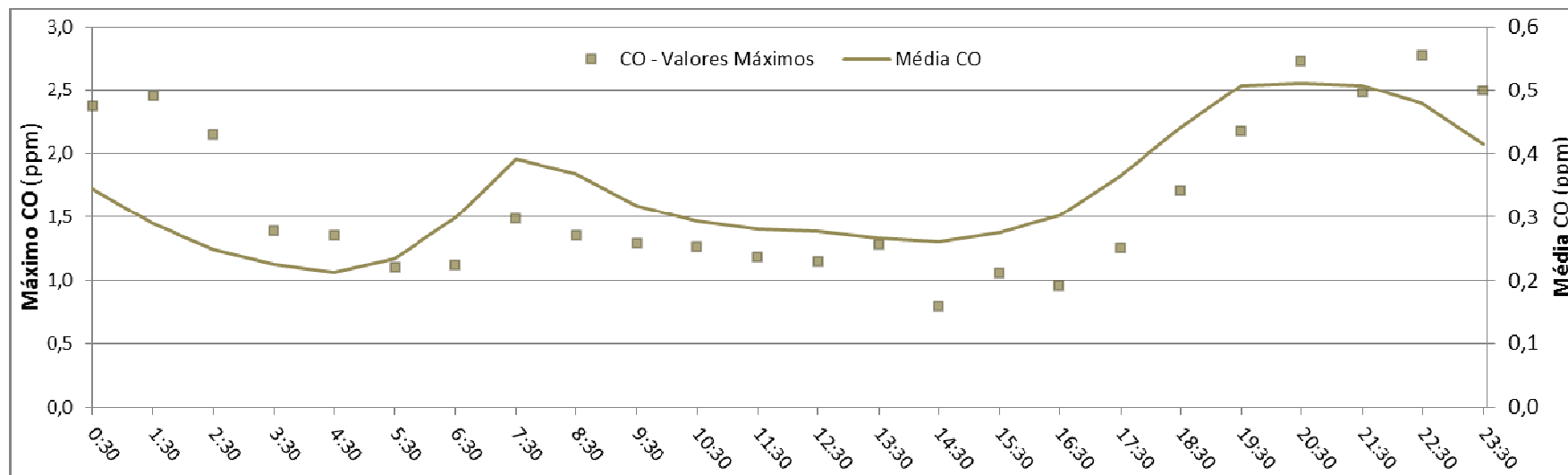


Figura 25 - Ciclo diário do poluente CO – médias horárias de 2012 e 2013

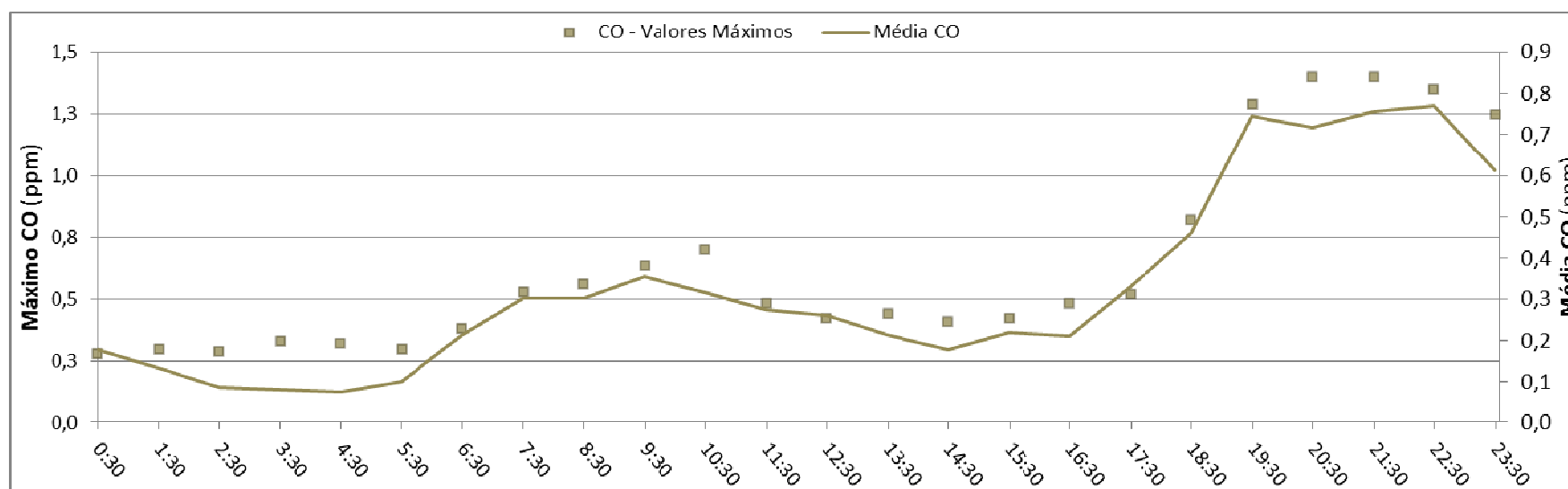


Figura 26 - Ciclo diário do poluente CO – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão

3.1.2 Concentrações observadas de óxidos de nitrogênio

Para os dados relativos a todos os dias do período 2012-2013, antes de tudo é possível verificar na Figura 27 que a concentração horária média do poluente NO_2 é sempre maior que a concentração do poluente NO . Isso pode ser relacionado ao fato da rápida oxidação do poluente NO na atmosfera.

O NO é o poluente emitido prioritariamente pelo escapamento dos veículos, sendo considerado que entre 90-92,5% dos NO_x emitidos são o monóxido de nitrogênio. Esse monóxido de nitrogênio é rapidamente oxidado na atmosfera e então é formado o dióxido de nitrogênio. Dessa forma, o NO_2 possui características tanto de poluente primário como de poluente secundário, sendo a fração que é formada na atmosfera por reação química a mais significativa.

O NO_2 apresenta dois picos diários. Um pico menor por volta do horário de 07:30 a 08:30 h, com valores médios de até $23,4 \mu\text{g m}^{-3}$, e um pico de maior duração no intervalo de 18:30 a 00:30 h do dia seguinte, com valores médios de até $31,7 \mu\text{g m}^{-3}$.

O comportamento horário do NO apresenta picos de concentração no mesmo horário do NO_2 . Contudo, o pico da manhã (07:30 às 08:30 h) é maior que o pico da noite (19:30 às 22:30 h), com concentrações de $17,1$ e $9,8 \mu\text{g m}^{-3}$ respectivamente.

De acordo com o descrito no item 1.2.3.2, a taxa de fotodissociação durante o período de luz em locais como o Rio de Janeiro ocasiona uma cinética de reação que consome o NO_2 (Equação 3), gerando NO e O . Contudo, com o início do período noturno, a taxa de fotólise, $j(\text{NO}_2)$, é drasticamente reduzida, fazendo com que o NO_2 deixe de ser francamente consumido, aumento suas concentrações durante esse período. Pelo mesmo motivo, o poluente NO apresenta pico noturno menor que o pico matutino.

Para esse conjunto de reações a presença do O_3 é fundamental, sendo consumido pelo NO no período da noturno, formando assim NO_2 e O_2 .

Também se deve ressaltar que uma parte do NO_2 reage com NO_3 para formação de N_2O_5 . Contudo, o tempo de permanência do N_2O_5 na troposfera é de apenas alguns poucos minutos, sendo consumido para a geração de NO_2 novamente.

Para os cinco dias analisados pelo processo de dispersão, os resultados apresentaram comportamento bastante similar os dias do período 2012-2013: os picos diários são de horário e duração similares de NO_2 e NO , apresentado diferença nos valores dos picos matinais: $39,7 \mu\text{g m}^{-3}$ para média de NO_2 no horário das 10:30 h e $17,4 \mu\text{g m}^{-3}$ para média de NO no horário das 09:30 h e no período noturno: $63,9 \mu\text{g m}^{-3}$ para média de NO_2 no horário de 19:30 h e

28,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ para média de NO em período da 22:30 h. Tais resultados estão apresentados na Figura 28.

As concentrações dos poluentes NO e NO₂ mais acentuadas para os cinco dias analisados podem ser oriundas de fatores simplesmente estatísticos, tais como o curto número de amostragem (i.e.: cinco dias) ou ainda fatores relativos à variação da altura da camada de mistura.

A Resolução CONAMA 03/1990 estabelece limites de concentração somente para o poluente NO₂ não havendo limites para o NO. Comparados a essa resolução, as concentrações médias do dióxido de nitrogênio estão sensivelmente abaixo do valor máximo estabelecido como padrão primário, que é de 320 $\mu\text{g m}^{-3}$ em período de 1 hora.

Os valores máximos das concentrações de dióxido de nitrogênio observados são oriundos dos horários de 20:30 e 21:30 h, com valores de 171,9 e 172,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivamente. Esses valores ainda são cerca de metade da concentração máxima estipulada como Padrão Primário. Contudo, são bastante próximos dos valores máximos estabelecidos como Padrão Secundário, a saber: 190 $\mu\text{g m}^{-3}$.

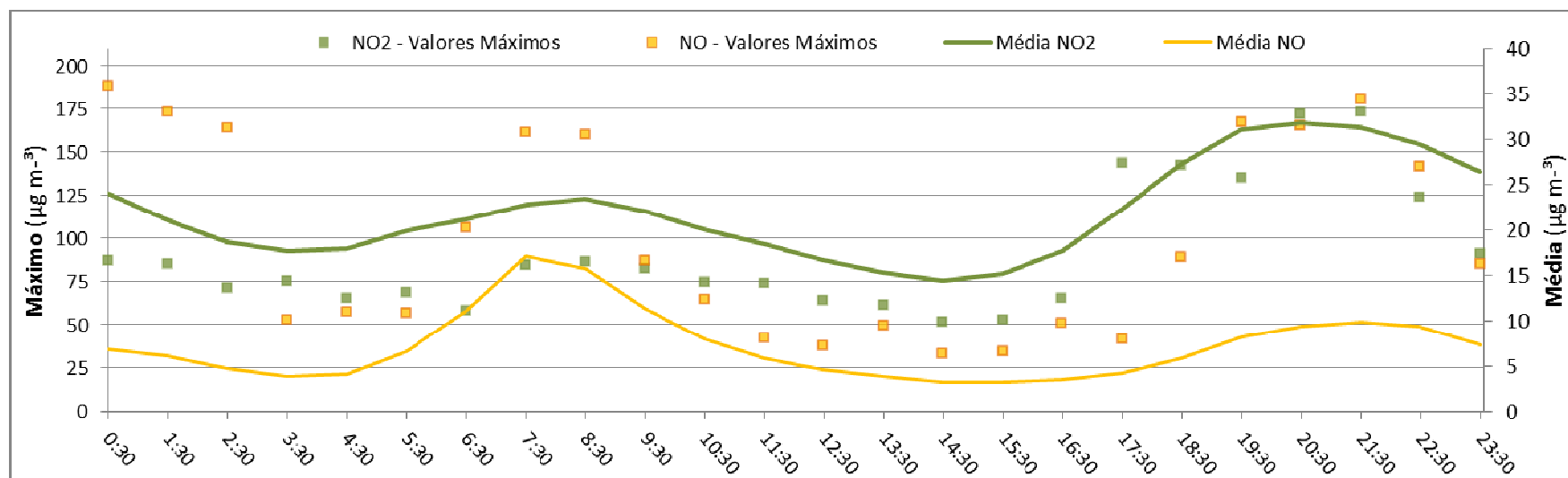


Figura 27 - Ciclo diário dos poluentes NO e NO₂ – médias horárias de 2012 e 2013

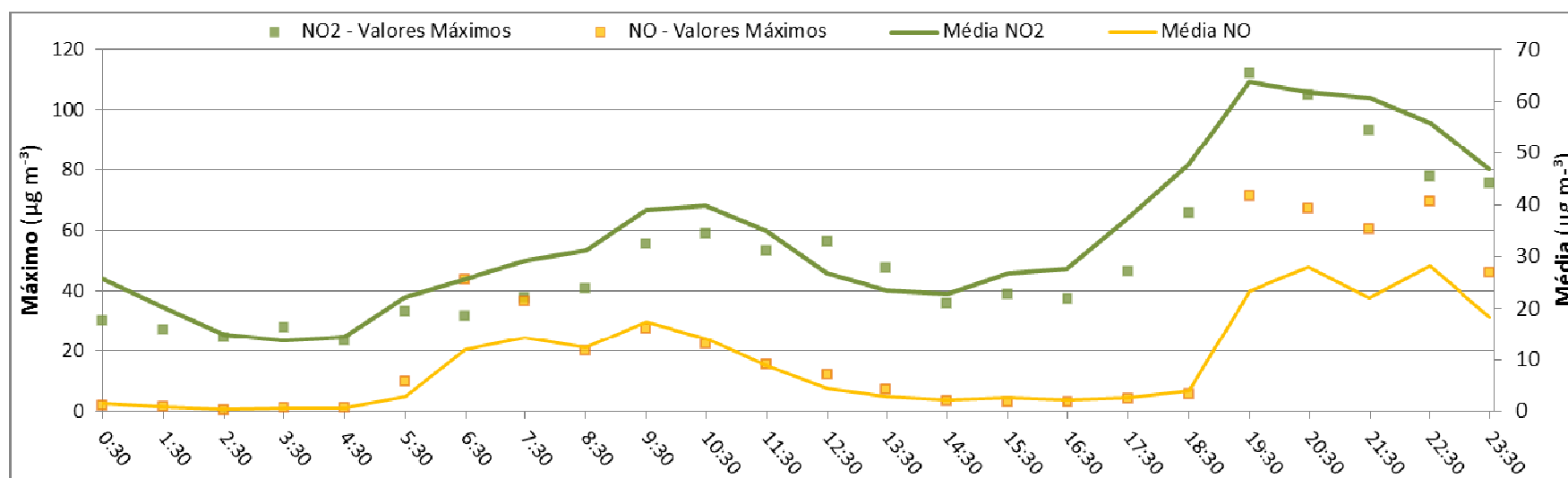


Figura 28 - Ciclo diário dos poluentes NO e NO₂ – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão

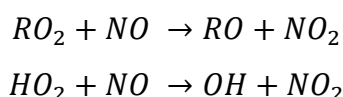
3.1.3 Concentrações observadas de ozônio

Para o período de 2012-2013, as concentrações horárias de ozônio (O_3) apresentaram um comportamento de acordo com a bibliografia para este poluente em locais caracterizados pela forte incidência da radiação solar (PERMADI; OANH, 2008; SEINFELD; PANDIS, 2006;). Esse poluente apresenta uma primeira variação no início da manhã, com os primeiros momentos de sol, caracterizada pelo decréscimo da concentração por volta das 05:30-06:30 h. O valor médio desse horário no período 2012-2013 é de $19 \mu\text{g m}^{-3}$, conforme apresentado na Figura 29. O mesmo comportamento é percebido no período dos cinco dias alvos da simulação de dispersão, contudo, as concentrações são ligeiramente menores: $14 \mu\text{g m}^{-3}$, como apresentado na Figura 30.

Uma característica importante do comportamento diário do ozônio troposférico é seu pico no horário da tarde, algumas horas após o pico da radiação solar, que ocorre por volta das 12:00 h no Rio de Janeiro. Quando se tem a maior incidência de luz solar, ocorre a taxa máxima de fotólise do NO_2 , e então se cria a condição para uma alta formação de ozônio devido aos processos de formação serem mais efetivos do que os processos de consumo de ozônio nesse momento. Segunda as médias de 2012 e 2013, esse pico ocorre no período entre 13:30 e 16:30 h, com maior concentração média de $85,1 \mu\text{g m}^{-3}$ às 14:30 h.

É possível verificar que esse fenômeno ocorre tanto na média dos horários dos dados de 2012 e 2013, na Figura 31, quanto nos dados relativos aos cinco dias analisados pelo processo de dispersão, apresentados na Figura 32.

Os hidrocarbonetos presentes no início da manhã, vão contribuir para intensificar a formação de ozônio. Os HCNM participam de conjunto de reações que se inicia com a oxidação com os radicais OH. Após a reação com os radicais OH, dá-se o cenário em que os radicais HO_2 e RO_2 reagem com o NO, convertendo NO a NO_2 , isto é, sem consumo de ozônio. E dessa forma o ozônio passa a se acumular na atmosfera mais intensivamente. A Equação 13 apresenta as reações básicas ocasionadas pela presença de radicais RO_2 e HO_2 para formação de NO_2 e, assim, de O_3 , posteriormente.



Equação 13

Com relação às concentrações máximas permitidas, a Resolução Conama 03/1990 estabelece como Padrão Primário o valor de $160 \mu\text{g m}^{-3}$ para 1 hora de monitoramento.

Contudo, conforme apontado no Referencial Teórico, o ozônio troposférico é um dos principais problemas em termos de qualidade do ar nas grandes cidades tropicais. No período analisado (2012-2013) a maior concentração observada foi de $280,6 \mu\text{g m}^{-3}$ referente ao horário de 15:30 h do dia 24 de dezembro de 2012, o que representa uma concentração 75% acima do máximo estabelecido.

Ainda, nesse mesmo período, esse poluente ultrapassou o Padrão Primário estabelecido em 215 ocorrências. Tais violações concentraram-se nos horários entre 13:30 e 17:30 h e ocorreram principalmente nos dias dos meses mais quentes (dezembro, janeiro e fevereiro). Somente esse trimestre concentrou 56% das 215 ultrapassagens. Adicionalmente, demais violações foram verificadas de modo menos intenso nos meses de março, agosto, setembro e outubro dos anos de 2012 e 2013.

Para os dias eleitos para a simulação de dispersão, não foram verificadas concentrações acima de $160 \mu\text{g m}^{-3}$, sendo o maior resultado de $155,1 \mu\text{g m}^{-3}$ no dia 07 de agosto, às 15:30 h. Nesse dia, o pico da radiação solar global foi de $475,3 \text{ W m}^{-2}$ no horário das 14:30, exatamente 1 hora antes do pico do ozônio, conforme já esperado.

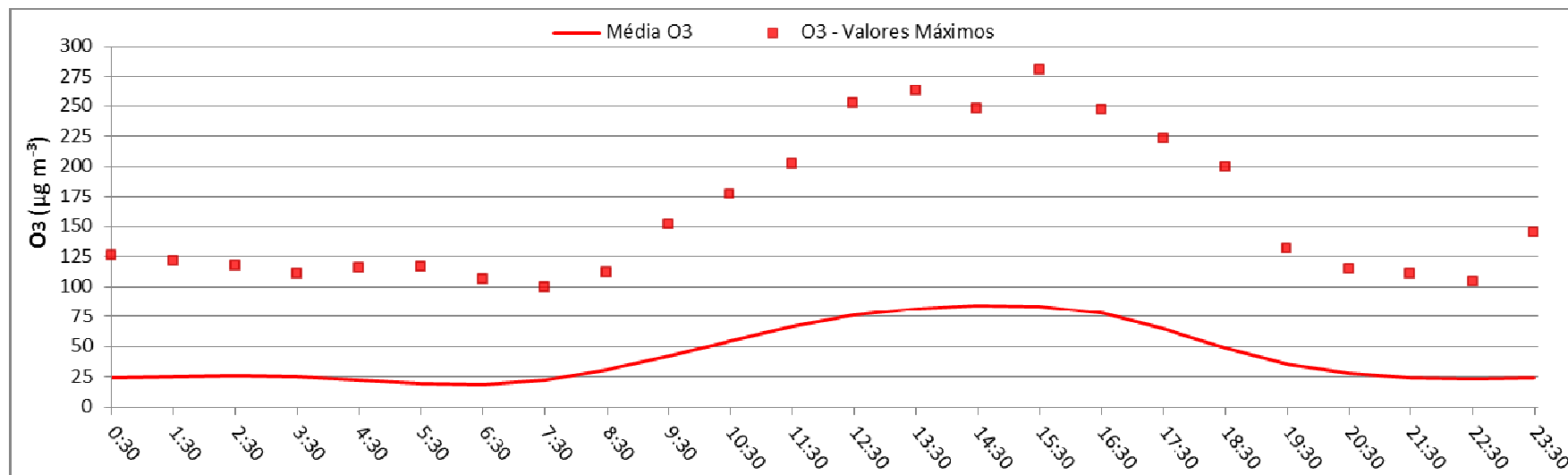


Figura 29 - Ciclo diário do poluente O₃ – médias horárias de 2012 e 2013

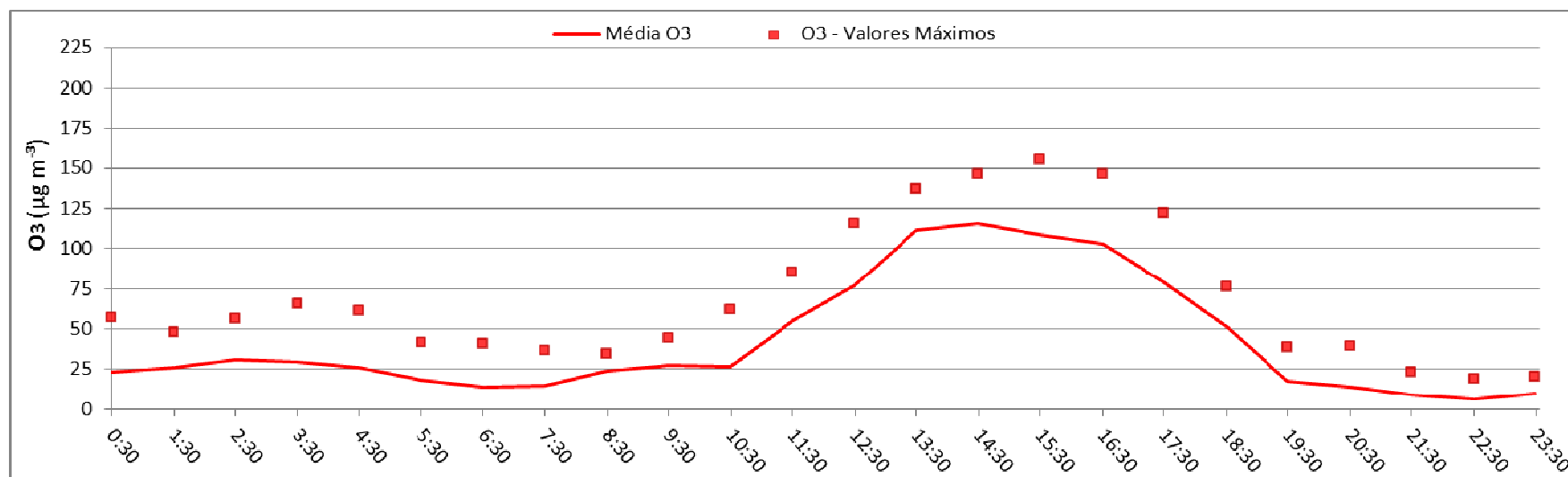


Figura 30 - Ciclo diário do poluente O₃ – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão

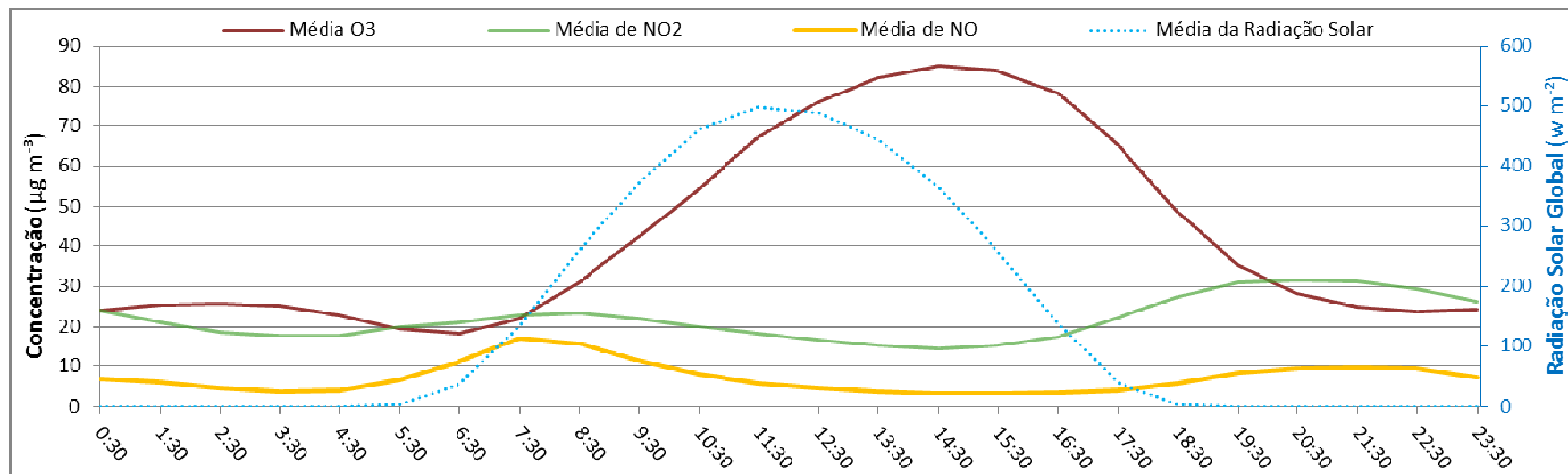


Figura 31 - Ciclo diário do NO, NO₂, O₃ e radiação global – médias horárias de 2012 e 2013

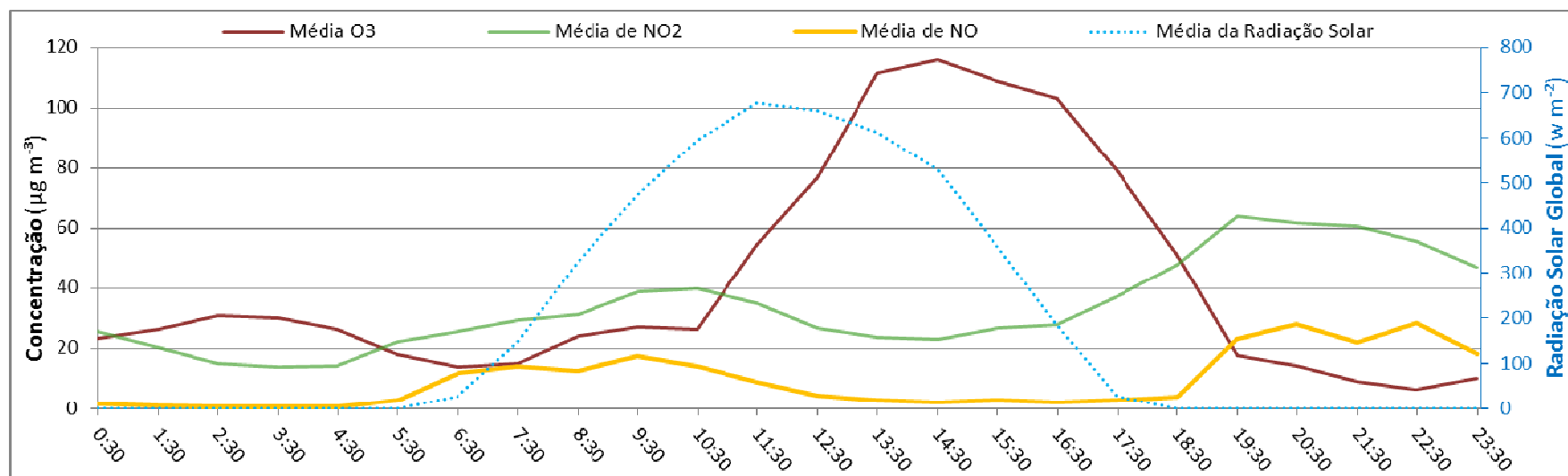


Figura 32 - Ciclo diário do NO, NO₂, O₃ e radiação global – médias horárias dos cinco dias analisados pela simulação de dispersão

3.2 Resultados da contagem veicular

A contagem manual abreviada (CMA) dos veículos nas ruas do entorno da Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar no bairro de Bangu foi realizada nos dias 27 e 28 de agosto e 03 e 04 de setembro de 2013 obtendo os resultados do volume de tráfego que caracterizam a área.

De todas as vias contadas, a rua Rio da Prata foi a que apresentou maior fluxo veicular. Tal fato, conforme já esperado, deve-se à presença de comércio na via, o que aumenta sua importância de acesso na microrregião, além de ser a única via que apresenta fluxo de ônibus e vans comerciais além da rua Sibéria, porém, está em considerável menor volume.

Na rua Rio da Prata, dentre as maiores médias extrapoladas obtidas através da contagem e dos métodos descritos no capítulo de metodologia, obteve-se o valor total de veículos de 1.029 no horário de 12:00 às 13:00, de 1.063 no horário de 17:00 às 18:00 e 1.055 no horário de 18:00 às 19:00.

As ruas Sibéria e Banguenses apresentam valores em cerca de 400 veículos h^{-1} nos horários de pico. Por outro lado, as demais vias contadas, apresentam em média valores de somente 100 a 150 veículos h^{-1} .

A composição da frota apresentou majoritariamente por veículos leves do ciclo Otto, seguidos pela categoria veículos comerciais leves do ciclo Otto, com 58,3%. As menores participações foram relacionadas às classes de veículos pesados: caminhões e ônibus urbanos (ciclo diesel), com somente 10,9% do total. A Figura 33 exemplifica a composição da contagem veicular realizada de acordo com as classes dos veículos.

De modo resumido, todas as vias contadas apresentaram um volume total de 30.931 veículos de todas as classes no horário de 07:00 às 20:00 h. A rua Rio da Prata representa um subtotal de 12.041 veículos dia^{-1} , ou seja, 39% da contagem total da microrregião analisada.

Na verdade, esse resultado pode ser classificado como pequeno ao se considerar o total de vias analisadas e também ao se comparar com bibliografia já apresentada, na qual, Kenty *et al.* (2007) obtiveram o resultado de 33.000 veículos dia^{-1} para somente uma via em Tampa, na Flórida, Estados Unidos da América. Comparativamente, os mesmos autores relatam que a participação de veículos pesados (ônibus, caminhões e similares) foi de 4,0%, valor este significativamente menor que os encontrados pelo presente estudo na microrregião sob análise.

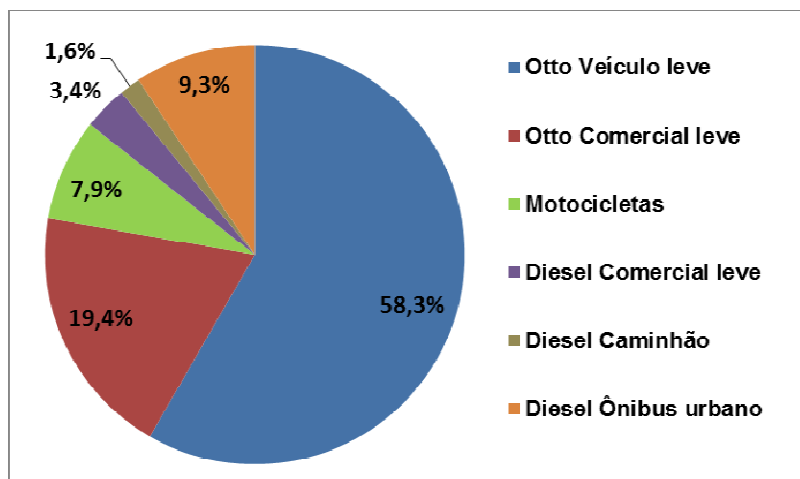


Figura 33 - Composição por classes dos veículos contados durante o campo

A velocidade dos veículos verificada na microrregião, de um modo geral, foi próxima a 40 km/h. As vias não suportam velocidades maiores que essa, pois são compostas por uma faixa para cada sentido. Especialmente a rua Rio da Prata, próxima à esquina com rua dos Estampadores, tem sua atividade veicular condicionada pela presença de sinal semafórico.

As informações detalhadas com os valores dos resultados das contagens horárias para todas as vias são apresentadas adiante junto com os fatores de emissão no item 3.3, na Tabela 20.

3.3 Resultados dos fatores de emissão corrigidos

De acordo com a metodologia da CETESB (2013d) exposta e discutida no item 2.3, os FE aprimorados e ponderados por tipo de motorização e combustível para os poluentes CO e NO_x relativos à categoria veículos automotores é de 1,771 g km⁻¹ e 0,193 g km⁻¹.

Para a categoria veículos comerciais leves, com motor ciclo Otto (i.e.: gasolina, *Flex-fuel* gasolina e *Flex-fuel* etanol hidratado), os valores de FE encontrados foram de 7,979 g km⁻¹ para CO e 0,554 g km⁻¹ para NO_x.

Para motocicletas a metodologia é similar, contudo, mais simplificada. Nesse caso, foram considerados os dados disponíveis acerca da frota de motocicletas e similares motorizados no estado do Rio de Janeiro, abrangendo o período 2002 até 2013, e as informações relativas à venda de motocicletas para o ano de 2013 (i.e.: janeiro a dezembro), ambas as informações são oriundas da ABRACICLO (2013).

Sobre tais dados foram aplicados os FE ponderados para motocicletas disponibilizados pelo Anexo R da CETESB (2013d), separando-as por tipo de motorização (i.e.: até 150 cc,

entre 151 e 500 cc e acima de 500 cc) e por tipo de combustível (i.e.: gasolina, *Flex-fuel* gasolina e *Flex-fuel* etanol hidratado).

Para o aprimoramento das informações de participação de motores por tipo de combustíveis, assim como realizado no método para veículos de quatro rodas, foram considerados os volumes de consumo de combustíveis disponibilizados pela ANP (2013), apresentados na Figura 21 já apresentada.

Os FE aprimorados e ponderados por tipo de motorização e combustível para motocicletas é de 1,637 g km⁻¹ para CO e 0,099 g km⁻¹ para NO_x.

Para os veículos movidos a óleo diesel, foram classificadas três categorias, a saber: veículo comercial leve movido a diesel, veículo pesado-caminhão e veículo ônibus urbano. O diferencial metodológico para a aplicação dos fatores de correção para os veículos movidos a combustão de óleo diesel é fato de não haver valores de fatores de deterioração para tais classes. Logo, não foram aplicados valores que considerem uma maior taxa de emissão de acordo com a idade do veículo, conforme realizado nos veículos de ciclo Otto.

Os veículos comerciais leves movidos a óleo diesel obtiveram os valores de 0,558 g km⁻¹ e 2,567 g km⁻¹ para seus fatores de emissão de CO e NO_x. Para a categoria pesado-caminhão, os valores de FE foram de 1,170 g km⁻¹ para CO e 7,046 g km⁻¹ para NO_x. Já para a categoria pesado-ônibus urbano os valores de FE encontrados foram 1,734 g km⁻¹ para CO e 9,908 g km⁻¹ para NO_x.

A Tabela 19 apresenta os fatores de emissões obtidos pelo presente estudo para os poluentes monóxido de carbono (CO) e dióxido de nitrogênio (NO_x) segundo a metodologia descrita pela CETESB (2013d).

Ressalta-se que tais valores são essenciais para estudos de modelagens de dispersão atmosférica e, a partir das técnicas de aprimoramento dos fatores de emissões através de fatores de correções, acredita-se criar maior confiança e solidez nos dados de entrada dos modelos de dispersão.

Tabela 19 - Valores de fatores de emissões aprimorados

Categoria do veículo	CO (g km⁻¹)	NO_x (g km⁻¹)
Veículo leve (ciclo Otto)	1,771	0,193
Comercial leve (ciclo Otto)	7,979	0,554
Motocicleta	1,637	0,099
Comercial leve (diesel)	0,558	2,567
Pesado-caminhão (diesel)	1,170	7,046
Pesado-ônibus urbano (diesel)	1,734	9,908

Esses poluentes foram selecionados em detrimento dos demais por serem compatíveis com o objetivo do presente estudo e por ir de encontro à capacidade do modelo CALINE4. Ressaltando que esse modelo, na sua versão 4, é capaz de realizar simulação de dispersão gaussiana para os poluentes monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e material particulado.

A não inclusão do poluente material particulado (MP) deve-se à fragilidade bibliográfica desse poluente nos relatórios da CETESB. Ao considerar todas as classes de veículos e os anos de análise, verifica-se que para veículos leves novos o MP é relatado somente para o combustível gasolina, sendo que aplica-se o valor de $0,0024 \text{ g km}^{-1}$ de MP para o intervalo de 1980 a 1996 e de $0,0011 \text{ g km}^{-1}$ de MP de 1997 a 2012. O mesmo valor de $0,0011 \text{ g km}^{-1}$ é adotado para veículos comerciais leves novos. Também não são disponibilizadas taxas de emissões de MP para o fator de emissão deteriorado e para motocicletas e similares.

Assim, há dados consistentes sobre taxas de emissão de MP somente para veículos pesados do ciclo Diesel.

Com relação à modelagem de dispersão de demais poluentes bibliografados (i.e.: HCNM, SO_2 , NH_3 , RCHO), estes não são considerados no processo de simulação do CALINE4, conforme descrito acima.

A Tabela 20 apresenta os resultados dos números de veículos/hora e de fatores de emissão corrigidos obtidos para cada via considerada no presente estudo de acordo com a metodologia aplicada e descrita anteriormente.

Tabela 20 - Número de veículos e valores de fatores de emissão obtidos para cada via e horário considerados no presente estudo

Horário	Parâmetro	Rua dos Banguenses (1)	Rua Mongólia	Rua Rio da Prata	Rua dos Estampadores	Rua Barão de Capanema (W)	Rua Barão de Capanema (E)	Rua dos Banguenses (2)	Av. Eng. Pires Rebelo	Rua Frederico Leal	Rua Sibéria
07-08 h	Nº veículos	290	57	695	125	71	84	217	236	122	329
	FE CO	3,092	3,205	2,967	3,150	3,033	2,982	2,916	2,838	3,133	2,842
	FE NO _x	0,338	0,270	1,497	0,419	0,434	0,246	0,558	0,424	0,500	1,325
08-09 h	Nº veículos	228	47	800	55	86	92	263	242	65	367
	FE CO	3,049	3,098	2,896	3,063	3,032	2,899	2,932	2,659	3,006	2,702
	FE NO _x	0,386	0,369	1,661	0,687	0,474	0,521	0,535	0,520	0,507	1,482
09-10 h	Nº veículos	237	13	864	61	96	69	224	172	62	414
	FE CO	3,015	2,768	2,941	2,885	2,890	2,716	2,960	2,927	2,962	2,768
	FE NO _x	0,574	0,620	1,383	0,520	0,597	0,495	0,470	0,434	0,327	1,166
10-11 h	Nº veículos	263	20	910	56	104	59	219	192	56	407
	FE CO	2,930	3,047	2,930	2,793	2,873	2,907	2,851	2,957	2,941	2,768
	FE NO _x	0,568	0,512	1,568	1,085	0,493	0,475	0,762	0,257	0,963	1,320
11-12 h	Nº veículos	294	16	925	62	123	104	284	255	70	414
	FE CO	2,987	3,045	2,908	2,986	2,859	3,066	2,985	2,847	2,990	2,700
	FE NO _x	0,436	0,414	1,514	0,781	0,374	0,440	0,400	0,512	0,495	1,247
12-13 h	Nº veículos	456	30	1028	81	91	51	311	288	84	486
	FE CO	2,977	3,040	2,907	2,984	2,882	2,882	2,875	2,766	2,935	2,792
	FE NO _x	0,540	0,523	1,250	0,703	0,609	0,554	0,594	0,723	0,610	1,014
13-14 h	Nº veículos	415	14	952	78	29	13	172	263	84	410
	FE CO	3,014	2,962	2,854	3,089	2,735	2,639	2,984	2,973	2,985	2,900
	FE NO _x	0,395	0,244	1,296	0,503	1,121	0,747	0,317	0,421	0,453	0,813
14-15 h	Nº veículos	297	15	871	47	29	34	182	222	45	361
	FE CO	2,988	2,761	2,920	3,144	2,995	2,822	3,095	2,829	3,173	2,892
	FE NO _x	0,355	0,222	1,193	0,264	0,337	0,998	0,273	0,357	0,267	0,916
15-16 h	Nº veículos	289	50	927	37	41	65	152	240	36	363
	FE CO	3,015	2,777	2,905	2,929	2,724	2,757	3,106	2,873	2,965	2,948
	FE NO _x	0,414	0,482	1,419	0,310	0,470	0,460	0,340	0,517	0,316	0,913

Horário	Parâmetro	Rua dos Banguenses (1)	Rua Mongólia	Rua Rio da Prata	Rua dos Estampadores	Rua Barão de Capanema (W)	Rua Barão de Capanema (E)	Rua dos Banguenses (2)	Av. Eng. Pires Rebelo	Rua Frederico Leal	Rua Sibéria
16-17 h	Nº veículos	318	60	966	54	61	64	209	256	58	399
	FE CO	2,974	2,924	2,897	3,042	2,976	2,860	3,032	2,731	3,090	2,904
	FE NO _x	0,436	0,486	1,272	0,253	0,445	0,394	0,431	0,426	0,258	0,962
17-18 h	Nº veículos	371	18	1063	95	49	25	256	355	100	466
	FE CO	2,942	3,042	2,867	3,128	3,185	2,727	2,908	2,761	3,144	2,898
	FE NO _x	0,401	0,253	1,315	0,262	0,268	0,912	0,701	0,412	0,290	0,924
18-19 h	Nº veículos	299	15	1055	41	29	12	247	180	50	502
	FE CO	3,078	2,801	2,968	2,859	3,090	2,503	2,794	2,609	2,909	2,910
	FE NO _x	0,317	0,399	1,190	0,359	0,258	1,791	0,589	0,466	0,341	0,973
19-20 h	Nº veículos	298	6	984	28	26	22	142	134	34	424
	FE CO	3,007	3,323	2,928	3,323	2,804	2,416	3,023	2,797	3,125	2,909
	FE NO _x	0,301	0,283	1,169	0,283	0,227	1,055	0,287	0,342	0,262	0,910

Valores de fator de emissão em g km⁻¹.

(1) Rua dos Banguenses – seção entre rua Sibéria e rua Mongólia.

(2) Rua dos Banguenses – seção entre rua Mongólia e rua Barão de Capanema.

(W) Rua Barão de Capanema – via lateral oeste.

(E) Rua Barão de Capanema – via lateral leste.

É possível verificar algumas informações importantes: A rua Rio da Prata e a rua Sibéria apresentam uma diferença sensível com relação aos FE de CO e NO_x. As taxas de emissão de CO são menores nessas duas vias quando comparadas aos fatores de emissão obtidos para as demais vias da microrregião. Em contrapartida, as taxas de emissão de NO_x são sensivelmente maiores nessas duas vias quando comparadas aos fatores de emissão obtidos para as demais vias.

Tal fato é explicado pela contagem veicular realizada, a qual pôde perceber nas ruas Rio da Prata e Sibéria a presença de veículos pesados com motores de ciclo diesel, nesse caso, ônibus urbanos, que não têm sua rota nas demais vias da microrregião em análise. Esses veículos pesados têm taxas de emissões de CO menores que os veículos do ciclo Otto, ao passo que as taxas de emissões de NO_x são consideravelmente superiores às taxas dos veículos de ciclo Otto, como é possível verificar na Tabela 21.

Ressalta-se também o fato de fatores de emissão obtidos pelo presente estudo apresentaram-se maiores que os FE máximos estipulados pelo PROCONVE em sua fase mais recente (i.e.: Fase L6 para veículos leves, M4 para motocicletas e P7 para veículos pesados).

Essa diferença é devida, basicamente, à aplicação dos fatores de correção descritos na metodologia da CETESB e na metodologia deste estudo. Principalmente os incrementos de emissão oriundos das taxas de fatores de emissão deteriorados, que consideram a idade da frota em questão. A Tabela 21 exemplifica as diferenças de valores dos FE obtidos neste estudo e os valores máximos estabelecidos pelo PROCONVE e pelo PROMOT de acordo com a categoria do veículo automotor.

Tabela 21 - Valores de fatores de emissões aprimorados e limites estipulados

Categoria do veículo	FE obtidos neste estudo		FE máximos*	
	CO (g km ⁻¹)	NO _x (g km ⁻¹)	CO (g km ⁻¹)	NO _x (g km ⁻¹)
Veículo leve (ciclo Otto)	1,771	0,193	1,300	0,080
Comercial leve (ciclo Otto)	7,979	0,554	2,000	0,080
Motocicleta**	1,637	0,099	1,000	0,150
Comercial leve (diesel)	0,558	2,567	0,480	1,460
Pesado-caminhão (diesel)	1,170	7,046	0,110	1,550
Pesado-ônibus urbano (diesel)	1,734	9,908	0,350	1,650

*FE estipulados como limites máximos estabelecidos pelo PROCONVE. Os valores apresentados são relativos à Fase L6 para veículos leves, M4 para motocicletas e P7 para veículos pesados, fases mais restritivas atualmente.

** Motocicletas com motores menores que 150 cilindradas (cm³).

3.4 Simulações de dispersão no modelo CALINE4

As simulações de dispersão foram realizadas com os poluentes monóxido de carbono (CO) e dióxido de nitrogênio (NO₂). Os dias que sofreram o processo de simulação da dispersão de poluentes foram aqueles apontados na metodologia, no item 2.4, a saber: 07 e 30 de agosto e 02, 10 e 11 de setembro do ano de 2013.

Ressalta-se que esses cinco dias foram escolhidos de maneira a conduzir a simulação de acordo com os critérios estabelecidos pelo próprio modelo e também para se aproximarem das características meteorológicas e de tráfego veicular dos dias de realização da contagem manual dos veículos. Desse modo, os dias contemplados são dias de semana e com ausência de efeitos meteorológicos adversos à simulação (i.e.: entrada de sistema frontal, precipitação e ventos fortes).

Obedecendo a metodologia apresentada e o caminho de entrada das informações no modelo (parametrização do modelo), foram realizadas simulações considerando as informações dos números de veículos e valores de fatores de emissão obtidos para cada via considerada no presente estudo, presentes na Tabela 20, além das informações meteorológicas disponíveis (SMAC, 2014).

Ao todo as simulações horárias de dispersão no modelo CALINE4 foram realizadas nos cinco dias escolhidos no período de 07 às 20 h. Com isso, 130 cenários foram simulados, sendo metade referente a simulações para CO e outra metade relativa às simulações de dispersão do NO₂.

Para a realização da comparação dos valores de concentração gerados pela simulação de dispersão (i.e.: concentração prevista – C_p) e os valores de concentração obtidos pela estação de monitoramento de Bangu (i.e.: concentração observada – C_o), primeiramente, foi necessário realizar um filtro nos dias da modelagem.

Para cada horário uma comparação estatística da relação C_p-C_o foi realizada por meio da técnica FB (vide item 2.6) resultando em um gráfico que apresenta todas as 65 simulações para cada poluente.

3.4.1 Simulações de dispersão do monóxido de carbono

As simulações de dispersão do poluente monóxido de carbono (CO) obtiveram um desempenho aparentemente razoável ao se verificar a relação C_p-C_o sem análises mais profundas.

Das 65 simulações de dispersão realizadas, 33 obtiveram resultados FB entre 0,67 e -0,67. Esse total representa 50,8% de simulações com desempenho razoável. Das 32 demais simulações que tiveram resultados ruins, 29 apresentaram-se subestimadas (i.e.: FB maior que 0,67) e somente três apresentaram concentrações superestimadas (i.e.: FB abaixo de -0,67).

Na Figura 34 é possível visualizar a comparação entre os valores modelados e os valores monitorados para cada horário de acordo com a distribuição relativa ao FB descrita acima com maioria das simulações com FB maiores que 0,00, ou seja, subestimativas, de um modo geral.

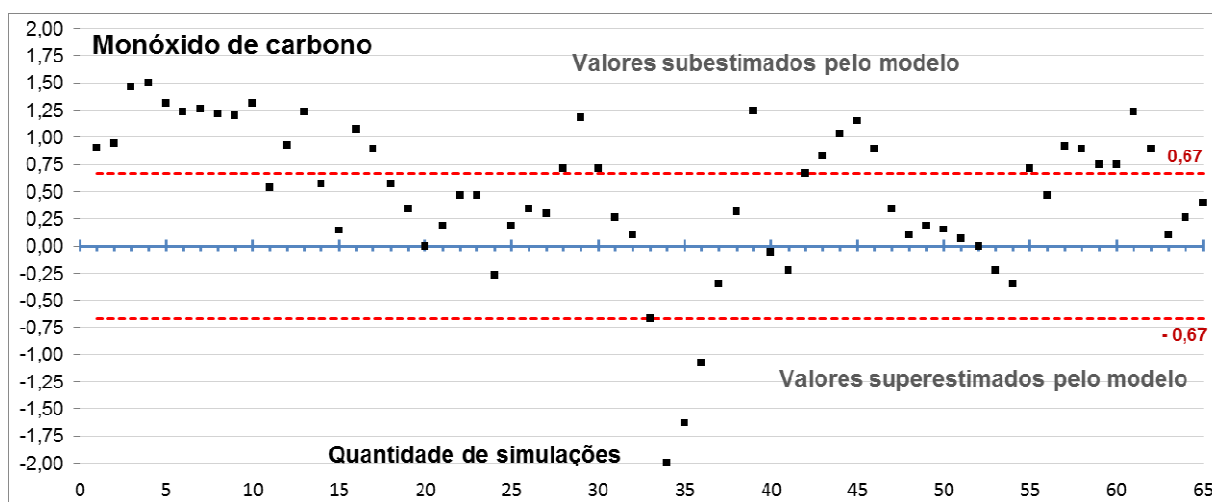


Figura 34 – Resultados da comparação C_P-C_O por meio de FB para CO

Ainda, das 33 simulações consideradas como “razoáveis”, de acordo com os critérios da USEPA (1992b), 24 são resultados de “levemente” subestimados, isto é, FB entre 0 e 0,67 e 7 são resultados “levemente” superestimados, ou seja, FB entre 0 e -0,67. As outras duas simulações obtiveram (aparentemente) o resultado ideal, ou seja, FB igual a zero.

Entretanto, ao se verificar por meio de uma análise mais profunda dos resultados gerados, pode-se perceber que o modelo obteve resultados praticamente negligenciáveis.

A análise do *log* gerado para cada simulação pôde indicar que a C_P obtida pelo CALINE4 para cada horário é, na verdade, a própria concentração do valor de *background* horário inserido no modelo (pelo próprio autor).

Vale lembrar que a Concentração Prevista (C_P) pelo CALINE4 resulta do valor ambiente (*background*) acrescido das contribuições do poluente de cada via.

Isso indica que o modelo não foi capaz de verificar contribuição do poluente CO oriundo da atividade veicular das vias consideradas sobre o ponto receptor (i.e.: estação de monitoramento). Ou seja, em uma análise direta, segundo o modelo, não haveria contribuição

perceptível de monóxido de carbono gerado pela atividade veicular da microrregião sobre a qualidade do ar local. É possível verificar na Figura 35 que a contribuição de CO das vias que foram alvos de dispersão é nula, sequer visível no gráfico. Desse modo, a C_P obtida pelo CALINE4 (valor *background* acrescido da contribuição das vias) é simplesmente o próprio valor de *background*.

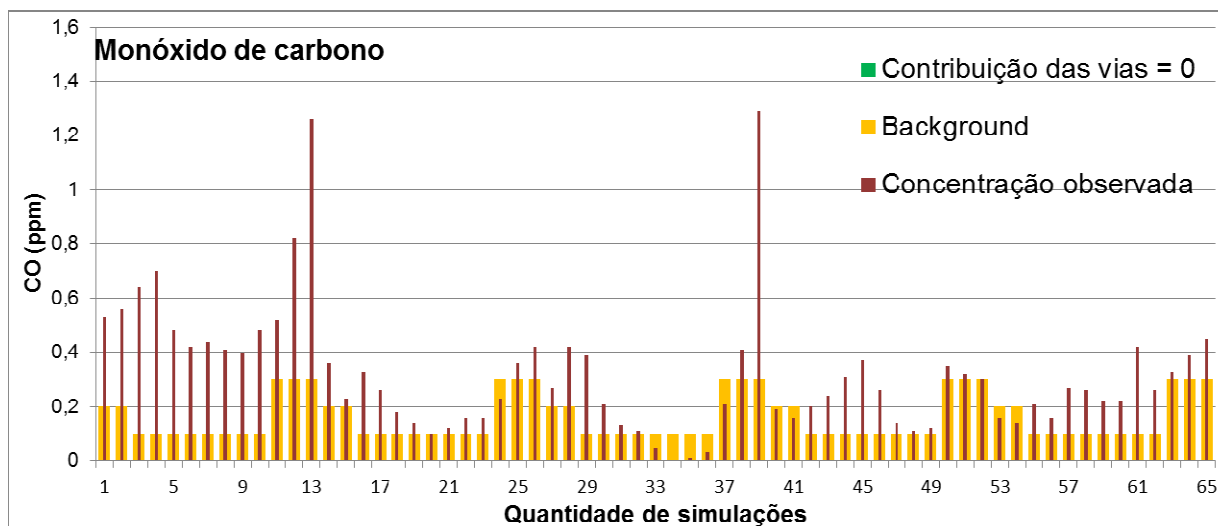


Figura 35 – Relação das concentrações de *background*, contribuição das vias e concentração observada para CO

Nesse contexto, as duas simulações que apresentaram $FB = 0$ ($C_P = C_O$) são, na verdade, simulações que coincidentemente têm o valor de *background* horário igual ao valor monitorado pela estação. Os demais 31 resultados considerados como razoáveis são explicados pela concentração de *background* do horário próxima o bastante do valor monitorado pela estação, com FB entre -0,67 e 0,67.

A Tabela 22 apresenta as concentrações previstas e observadas para cada simulação realizada de monóxido de carbono, além da concentração de *background* do horário e dos resultados de desempenho por meio do FB.

Tabela 22 – Desempenho, concentração de *background*, C_P e C_O das simulações de CO

Simulação Número	Background (ppm)	C_P (ppm)	C_O (ppm)	Contribuição da via (ppm)	FB	Desempenho
1	0,2	0,2	0,53	0	0,90	Ruim
2	0,2	0,2	0,56	0	0,95	Ruim
3	0,1	0,1	0,64	0	1,46	Ruim
4	0,1	0,1	0,7	0	1,50	Ruim
5	0,1	0,1	0,48	0	1,31	Ruim
6	0,1	0,1	0,42	0	1,23	Ruim
7	0,1	0,1	0,44	0	1,26	Ruim
8	0,1	0,1	0,41	0	1,22	Ruim

Simulação Número	Background (ppm)	C_P (ppm)	C_O (ppm)	Contribuição da via (ppm)	FB	Desempenho
9	0,1	0,1	0,4	0	1,20	Ruim
10	0,1	0,1	0,48	0	1,31	Ruim
11	0,3	0,3	0,52	0	0,54	Razoável
12	0,3	0,3	0,82	0	0,93	Ruim
13	0,3	0,3	1,26	0	1,23	Ruim
14	0,2	0,2	0,36	0	0,57	Razoável
15	0,2	0,2	0,23	0	0,14	Razoável
16	0,1	0,1	0,33	0	1,07	Ruim
17	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
18	0,1	0,1	0,18	0	0,57	Razoável
19	0,1	0,1	0,14	0	0,33	Razoável
20	0,1	0,1	0,1	0	0,00	Razoável
21	0,1	0,1	0,12	0	0,18	Razoável
22	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável
23	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável
24	0,3	0,3	0,23	0	-0,26	Razoável
25	0,3	0,3	0,36	0	0,18	Razoável
26	0,3	0,3	0,42	0	0,33	Razoável
27	0,2	0,2	0,27	0	0,30	Razoável
28	0,2	0,2	0,42	0	0,71	Ruim
29	0,1	0,1	0,39	0	1,18	Ruim
30	0,1	0,1	0,21	0	0,71	Ruim
31	0,1	0,1	0,13	0	0,26	Razoável
32	0,1	0,1	0,11	0	0,10	Razoável
33	0,1	0,1	0,05	0	-0,67	Razoável
34	0,1	0,1	0	0	-2,00	Ruim
35	0,1	0,1	0,01	0	-1,64	Ruim
36	0,1	0,1	0,03	0	-1,08	Ruim
37	0,3	0,3	0,21	0	-0,35	Razoável
38	0,3	0,3	0,41	0	0,31	Razoável
39	0,3	0,3	1,29	0	1,25	Ruim
40	0,2	0,2	0,19	0	-0,05	Razoável
41	0,2	0,2	0,16	0	-0,22	Razoável
42	0,1	0,1	0,2	0	0,67	Razoável
43	0,1	0,1	0,24	0	0,82	Ruim
44	0,1	0,1	0,31	0	1,02	Ruim
45	0,1	0,1	0,37	0	1,15	Ruim
46	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
47	0,1	0,1	0,14	0	0,33	Razoável
48	0,1	0,1	0,11	0	0,10	Razoável
49	0,1	0,1	0,12	0	0,18	Razoável
50	0,3	0,3	0,35	0	0,15	Razoável
51	0,3	0,3	0,32	0	0,06	Razoável
52	0,3	0,3	0,3	0	0,00	Razoável
53	0,2	0,2	0,16	0	-0,22	Razoável
54	0,2	0,2	0,14	0	-0,35	Razoável
55	0,1	0,1	0,21	0	0,71	Ruim
56	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável

Simulação Número	Background (ppm)	C _P (ppm)	C _O (ppm)	Contribuição da via (ppm)	FB	Desempenho
57	0,1	0,1	0,27	0	0,92	Ruim
58	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
59	0,1	0,1	0,22	0	0,75	Ruim
60	0,1	0,1	0,22	0	0,75	Ruim
61	0,1	0,1	0,42	0	1,23	Ruim
62	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
63	0,3	0,3	0,33	0	0,10	Razoável
64	0,3	0,3	0,39	0	0,26	Razoável
65	0,3	0,3	0,45	0	0,40	Razoável

3.4.2 Simulações de dispersão do dióxido de nitrogênio

As simulações de dispersão do poluente dióxido de nitrogênio (NO₂) obtiveram um desempenho aparentemente razoável ao se verificar a relação C_P-C_O sem análises mais profundas, similar ao ocorrido com o monóxido de carbono.

Das 65 simulações de dispersão realizadas, 35 obtiveram resultados FB entre -0,67 e 0,67. Esse total representa 53,8% de simulações com desempenho razoável. Das 30 demais simulações que tiveram resultados ruins, todas se apresentaram subestimadas, isto é, FB maior que 0,67.

Na Figura 36 é possível visualizar a comparação entre os valores modelados e os valores monitorados para cada horário de acordo com a distribuição relativa ao FB descrita acima com maioria das simulações com FB maiores que 0,00, ou seja, subestimativas, de um modo geral.

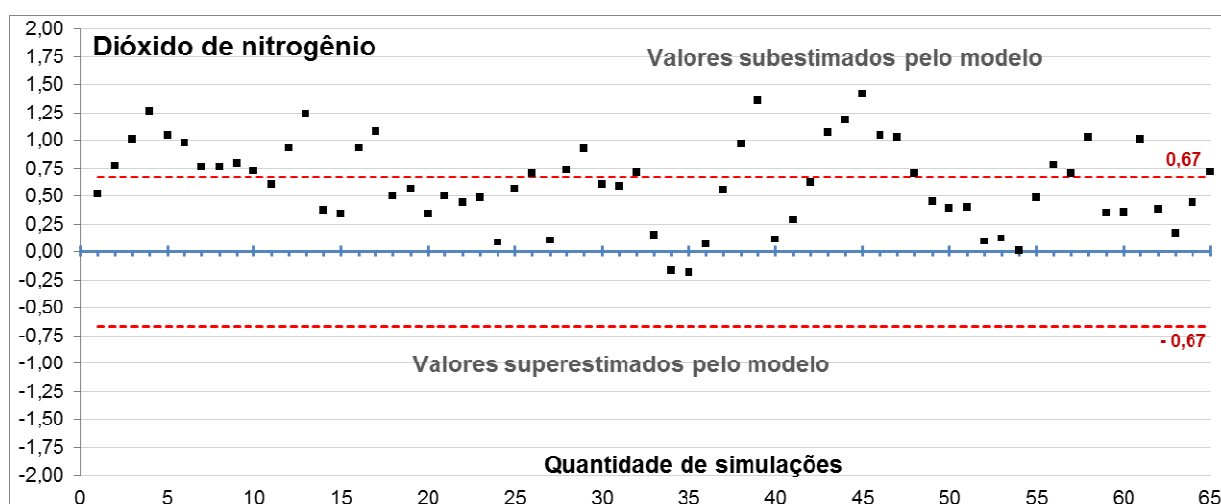


Figura 36 – Resultados da comparação C_P-C_O por meio de FB para NO₂

É possível verificar que o modelo apresentou resultados (C_P) subestimados (FB acima de 0,00) para quase todas as simulações de dispersão de NO₂ realizadas. Apenas dois

resultados das simulações ficaram abaixo da linha de 0,00 FB, indicando predições acima da concentração observada pela estação.

Das 35 simulações consideradas como “razoáveis”, de acordo com os critérios da USEPA (1992b), 33 são resultados de “levemente” subestimados e 2 são resultados “levemente” superestimados. Não ocorreram simulações com resultado ideal, no qual FB é igual a zero, quando a C_P é igual à C_O .

Considerando que as respostas foram 53,8% razoáveis, ainda assim essa taxa não representa total confiança no modelo para essa situação, pois os dados do *log* gerado para cada simulação indicam que a média de contribuição do poluente NO₂ emitido pelos veículos sobre a estação é de somente 1,91 μm^{-3} para cada horário. Esse valor é sensivelmente baixo. Ainda ocorreram três simulações de contribuição nula (simulações número 45, 57 e 58).

É possível visualizar na Figura 37 a baixa contribuição de NO₂ das vias em relação ao valor de *background* e também ao valor observado pela estação.

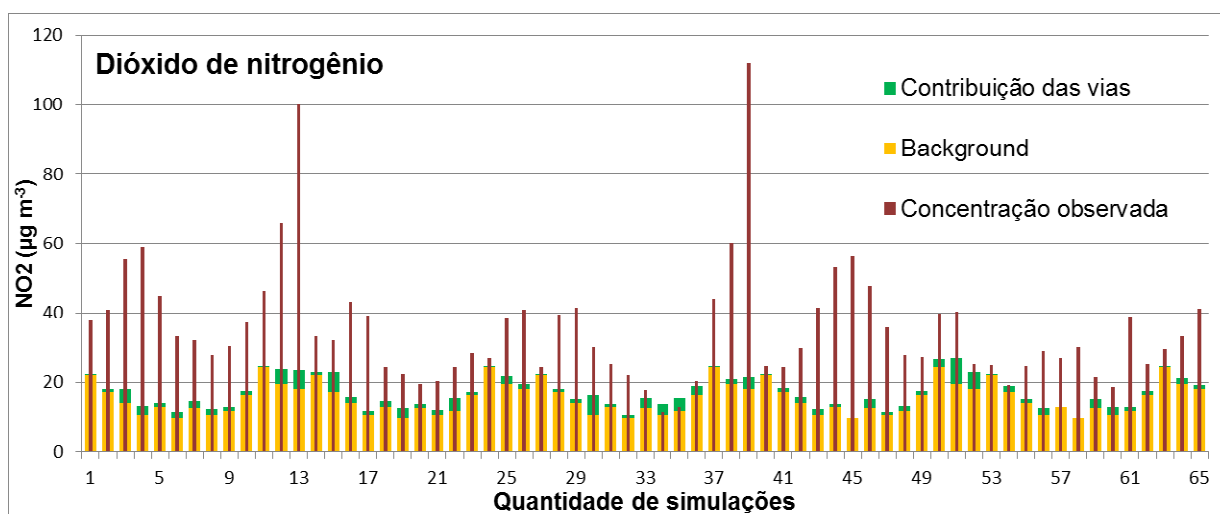


Figura 37 – Relação das concentrações de *background*, contribuição das vias e concentração observada para NO₂

Percebe-se que para o CALINE4, em grande parte dos horários que apresentam Estabilidade Atmosférica Classe 1 (Classe Instável), houve nenhuma verificação do poluente NO₂ oriundo dos veículos sobre a estação de monitoramento. Esses horários aconteceram por volta do meio-dia em três ocorrências: dia 10/09/2013 de 12 às 13 h, dia 11/09/2013 de 11 às 12 h e de 12 às 13 h, que representam as simulações número 45, 57 e 58 descritas acima.

Nota-se também um importante detalhe por meio do comportamento diário do NO₂ na troposfera. Esse poluente apresenta dois picos diários, com pico maior no horário noturno (vide capítulo 3.1.2). O pico da média das C_P obtidas pela modelagem no período da manhã

ocorre no horário entre 07:00 às 08:00 h e o pico noturno ocorre por volta das 17:00 às 20:00 h.

O comportamento horário do desempenho do modelo CALINE4 para NO_2 , por sua vez, apresenta-se diferente da média de C_p horária. São verificados três faixas diárias: uma com desempenho razoável que abrange o início da manhã e o período da tarde, uma com desempenho ruim no período do final da manhã de 09:00 às 12:00 h e outra com desempenho ruim no final da tarde e início da noite, até o horário das 20:00 h.

A relação das médias horárias das concentrações previstas para NO_2 e do desempenho, através de FB, são apresentadas na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

O desempenho insuficiente do final da manhã, por volta das 09:00 às 13:00 h, ocorre juntamente com as menores C_p médias verificadas no ciclo diário. Os resultados das médias de FB para o período de 09:00 às 13:00 h variam entre 0,8 e 1,0, o que representa C_p sensivelmente subestimada.

Ressalta-se ainda que esse é aquele onde ocorrem os maiores valores de radiação solar no ciclo diário, que, por sua vez, implica em uma fotodissociação do poluente e (teórico) declínio da concentração do mesmo na troposfera.

No período do início da noite, a média da C_p apresenta elevação, especificamente a partir das 17 h, com pico diário no intervalo 17:00-18:00 h, com resultado modelado médio de $25,21 \mu\text{g m}^{-3}$ para NO_2 . A média dos resultados para o período noturno modelado (i.e.: das 17:00 às 20:00) é de $23,20 \mu\text{g m}^{-3}$ para NO_2 .

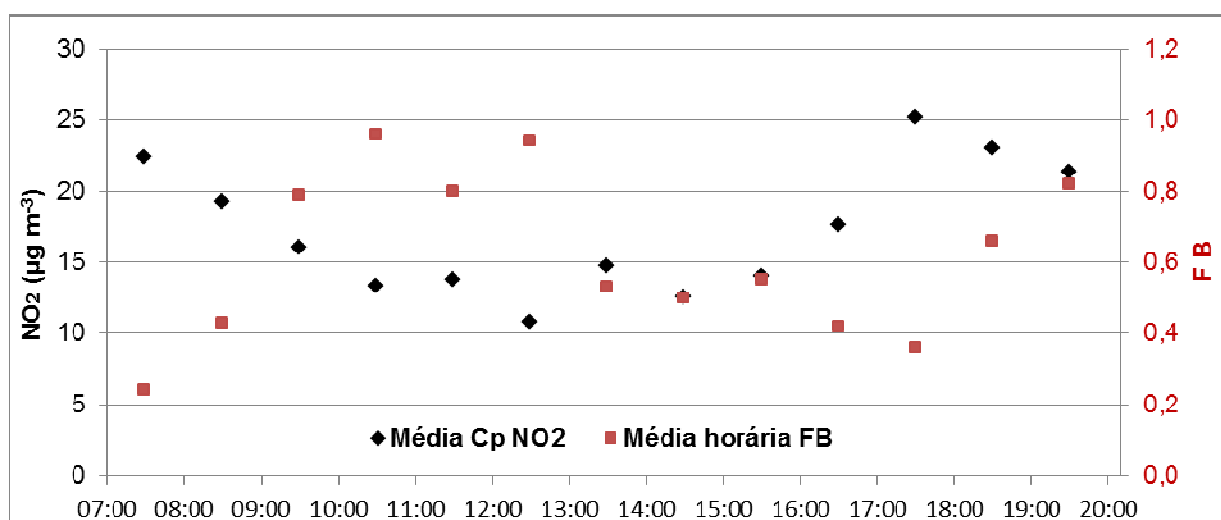


Figura 38 – Média horária das concentrações previstas e FB por horário para NO_2

Vale ressaltar que o horário noturno apresenta nula ou quase nula taxa de fotodissociação relacionada à radiação solar incidente. Tal fato correlacionado ao maior fluxo

de veículos também associado ao horário, repercute em uma ascensão das concentrações do poluente, o que é verificado nas respostas do modelo.

Contudo, o modelo apresenta uma média considerável de erros maiores das concentrações previstas, notadamente subestimadas. Nas dez simulações noturnas (i.e.: das 18 às 19 h e das 19 às 20 h para cinco dias) os resultados FB indicam média de 0,74, ou seja, C_P bastante baixas com relação ao valor observado pela estação.

Dessas simulações noturnas, sete apresentaram FB acima de 0,67, o que representa considerável tendência de subprevisão de NO_2 noturno por parte do CALINE4.

Nota-se que a média das concentrações previstas obtidas para os cinco dias modelados tem seu melhor desempenho nas simulações do horário de 07:00 às 08:00 h com resultado de 0,24 e de 17:00 às 18:00 h com resultado de 0,36. Interessante notar que esses dois horários apresentam duas das maiores médias das concentrações previstas do ciclo diário, com resultados respectivos de 22,38 e 25,21 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Na verdade, os desempenhos mais eficientes nesses horários são devidos ao próprio fato de o modelo estar subestimando os resultados das concentrações de NO_2 . Como, de um modo geral, todos os horários obtiveram resultados subestimados, aqueles que alcançam maiores concentrações previstas acabam por aproximarem-se da C_O pela estação, fazendo com que o FB seja mais próximo a zero.

A Tabela 23 apresenta as concentrações previstas e observadas para cada simulação realizada de dióxido de nitrogênio, além da concentração de background do horário e dos resultados de desempenho por meio do FB.

Tabela 23 – Desempenho, concentração de background, C_P e C_O das simulações de NO_2

Simulação Número	Background ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_P ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_O ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Contribuição da via ($\mu\text{g m}^{-3}$)	FB	Desempenho
1	22,01	22,31	37,87	0,3	0,52	Razoável
2	17,08	18,13	40,76	1,05	0,77	Ruim
3	14,00	18,32	55,52	4,32	1,01	Ruim
4	10,35	13,25	58,88	2,9	1,27	Ruim
5	12,87	14,00	44,65	1,13	1,05	Ruim
6	9,69	11,49	33,48	1,8	0,98	Ruim
7	12,57	14,54	32,38	1,97	0,76	Ruim
8	10,69	12,44	27,8	1,75	0,76	Ruim
9	11,84	13,07	30,33	1,23	0,80	Ruim
10	16,34	17,37	37,33	1,03	0,73	Ruim
11	24,21	24,81	46,36	0,6	0,61	Razoável
12	19,66	23,85	65,69	4,19	0,93	Ruim
13	18,12	23,56	100,03	5,44	1,24	Ruim

Simulação Número	Background ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_P ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_O ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Contribuição da via ($\mu\text{g m}^{-3}$)	FB	Desempenho
14	22,01	22,93	33,42	0,92	0,37	Razoável
15	17,08	22,81	32,24	5,73	0,34	Razoável
16	14,00	15,71	43,17	1,71	0,93	Ruim
17	10,35	11,8	39,31	1,45	1,08	Ruim
18	12,87	14,46	24,21	1,59	0,50	Razoável
19	9,69	12,56	22,39	2,87	0,56	Razoável
20	12,57	13,81	19,53	1,24	0,34	Razoável
21	10,69	12,23	20,44	1,54	0,50	Razoável
22	11,84	15,53	24,38	3,69	0,44	Razoável
23	16,34	17,21	28,3	0,87	0,49	Razoável
24	24,21	24,82	27,11	0,61	0,09	Razoável
25	19,66	21,69	38,46	2,03	0,56	Razoável
26	18,12	19,6	40,8	1,48	0,70	Ruim
27	22,01	22,25	24,68	0,24	0,10	Razoável
28	17,08	18,1	39,44	1,02	0,74	Ruim
29	14,00	15,15	41,38	1,15	0,93	Ruim
30	10,35	16,19	30,08	5,84	0,60	Razoável
31	12,87	13,85	25,25	0,98	0,58	Razoável
32	9,69	10,5	22,12	0,81	0,71	Ruim
33	12,57	15,39	17,96	2,82	0,15	Razoável
34	10,69	13,67	11,56	2,98	-0,17	Razoável
35	11,84	15,53	12,86	3,69	-0,19	Razoável
36	16,34	19,08	20,45	2,74	0,07	Razoável
37	24,21	24,78	43,82	0,57	0,56	Razoável
38	19,66	21,07	60,35	1,41	0,96	Ruim
39	18,12	21,46	112,04	3,34	1,36	Ruim
40	22,01	22,19	24,78	0,18	0,11	Razoável
41	17,08	18,38	24,57	1,3	0,29	Razoável
42	14,00	15,59	29,7	1,59	0,62	Razoável
43	10,35	12,5	41,34	2,15	1,07	Ruim
44	12,87	13,85	53,33	0,98	1,18	Ruim
45	9,69	9,69	56,48	0	1,41	Ruim
46	12,57	15,01	47,8	2,44	1,04	Ruim
47	10,69	11,51	35,88	0,82	1,03	Ruim
48	11,84	13,28	27,79	1,44	0,71	Ruim
49	16,34	17,37	27,34	1,03	0,45	Razoável
50	24,21	26,75	39,88	2,54	0,39	Razoável
51	19,66	27,01	40,45	7,35	0,40	Razoável
52	18,12	23	25,28	4,88	0,09	Razoável
53	22,01	22,24	25,07	0,23	0,12	Razoável
54	17,08	19,06	19,2	1,98	0,01	Razoável
55	14,00	15,27	24,95	1,27	0,48	Razoável
56	10,35	12,79	29,02	2,44	0,78	Ruim
57	12,87	12,87	26,95	0	0,71	Ruim
58	9,69	9,69	30,01	0	1,02	Ruim
59	12,57	15,13	21,55	2,56	0,35	Razoável
60	10,69	12,96	18,62	2,27	0,36	Razoável
61	11,84	12,84	38,94	1	1,01	Ruim

Simulação Número	Background ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_P ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_O ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Contribuição da via ($\mu\text{g m}^{-3}$)	FB	Desempenho
62	16,34	17,24	25,46	0,9	0,39	Razoável
63	24,21	24,88	29,62	0,67	0,17	Razoável
64	19,66	21,32	33,49	1,66	0,44	Razoável
65	18,12	19,35	41,13	1,23	0,72	Ruim

3.4.3 Outras discussões para concentrações previstas

Avaliando-se o fato de o modelo não ter gerado em suas simulações contribuição de monóxido de carbono e ter apresentado resultados subestimados para dióxido de nitrogênio das vias do entorno da estação de monitoramento sobre esta, é possível inferir as seguintes possíveis explicações:

- O modelo tem fragilidades para simular áreas com baixo fluxo veicular ou;
- O modelo estaria correto com relação a não contribuição de CO e de subestimação de NO₂ das atividades veiculares das vias sobre a estação de monitoramento e microrregião;

Com relação à primeira hipótese, apesar do FB da relação C_P-C_O apresentar-se aparentemente razoável, o modelo não foi capaz associar contribuições quaisquer de CO da atividade veicular na microrregião sobre a qualidade do ar da área, conforme visto na Figura 35.

Já para o poluente NO₂ o modelo associou contribuições das atividades veiculares sobre a qualidade do ar da microrregião. Contudo, essas contribuições foram pequenas, conforme apresentado na Figura 37.

Esses dois fatos podem ter ocorrido devido à própria ineficiência do CALINE4 para simulações em condições com atividade veicular não tão intensa, considerando que a contagem veicular realizada na microrregião de Bangu apresentou uma extrapolação média de 30.931 veículos de todas as classes no horário de 07:00 às 20:00 h para as oito vias analisadas.

Além disso, o modelo já foi apontado como passível de falhas em cenários de ventos fracos e calmaria (BENSON, 1989). O desempenho enfraquecido também poderia ser explicado pela possivelmente não tão acurada cinética de reações do modelo para reações de NO₂ (KENTY *et al.*, 2007).

Percebe-se que esse volume de tráfego é baixo ao se comparar esse número de 30.931 veículos dia⁻¹ com o apresentado no item 3.2 (Resultados da contagem veicular), onde Kenty

et al. (2007) obtiveram o resultado de 33.000 veículos dia⁻¹ para somente uma via em Tampa, na Flórida. Esse valor é oito vezes maior do que a atividade encontrada na média das vias da microrregião alvo deste estudo.

Além disso, os dados inseridos com relação ao fator de emissão dos poluentes CO e NO₂ podem apresentar fragilidades. Conforme discutido anteriormente, os FE são obtidos em primeira mão por testes em veículos novos. A metodologia *bottom-up* aplicada pela CETESB e também neste estudo sobre os FE tem por objetivo aproximar o FE teórico do real por meio de fatores de correção. Ainda assim, após a aplicação de fatores de correção, há a hipótese dos FE apresentarem-se desiguais com relação à emissão real dos veículos nas ruas (VAZ DE MELO, 2004). Tal fato faria com que o modelo subestimasse a emissão de CO e de NO₂ das vias. Ainda nesse sentido, Pierson et al. (1996) concluíram que, mesmo com aproximações sucessivas, o FE obtido pode estar apenas dentro da taxa de 50% dos valores emitidos reais.

A classe de estabilidade atmosférica apresentou-se como um fator limitador para a previsão de NO₂, ressaltando que essas classes são oriundas de cruzamentos de informações de radiação solar incidente, velocidade do vento na superfície e nebulosidade. As simulações próximas ao horário de 12 h tiveram classes de estabilidade próximas a 1 e 2 segundo o modelo CALINE4, que representam as Classes A e B segundo classificação de Pasquill, classes essas consideradas as mais instáveis.

Pelos resultados, as simulações com Classe 1 obtiveram previsões de NO₂ nulas em relação à contribuição dos veículos sobre a estação de monitoramento. Vale ressaltar que as simulações em condições Classe 2 de estabilidade atmosférica não apresentaram contribuições nulas da atividade veicular, contudo, obtiveram baixas contribuições.

Esse mesmo detalhe não foi identificado nas 65 simulações de dispersão de CO, pois todas as condições de classes de estabilidade atmosférica apresentaram contribuições nulas da atividade veicular sobre o ponto receptor.

Especialmente para o NO₂, outros fatores têm de ser avaliados, pois esse é um poluente reativo. A taxa de fotólise ($j_{(NO_2)}$), por exemplo, é uma informação necessária ao modelo que interfere na concentração prevista do poluente. O *log* das simulações apresenta uma média da taxa de fotodissociação de $5,2 \times 10^{-3} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2$ e um valor máximo de $1,1 \times 10^{-2} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2$. Esses valores são relativamente altos comparados a demais bibliografias $1,07 \times 10^{-5}$ (Trebs et al., 2009). Contudo, a variação da $j_{(NO_2)}$ para todos os horários simulados indica que esse não foi um fator limitante para os resultados ruins da concentração de NO₂ prevista, pois modificações da ordem de 1.000 vezes na taxa de fotólise apresentaram pouca interferência sobre o resultado previsto pelo CALINE4.

Com relação à segunda hipótese, também pode ser avaliado que o modelo está correto ao apresentar os resultados de emissão de CO e de NO₂ das vias como negligenciáveis ou baixos sobre a qualidade do ar da microrregião. Essa hipótese leva em conta alguns fatos importantes identificados durante a elaboração do presente estudo e apontados a seguir.

É importante lembrar que, como já descrito na primeira hipótese, o volume de tráfego presente na microrregião pode ser avaliado como “baixo” quando comparado a demais áreas que foram alvo de estudos de dispersão de poluentes (KENTY et al., 2007). Essa ideia levaria em conta o fato de que as concentrações de CO e NO₂ observadas pela estação de monitoramento instalada em Bangu são oriundas de outras fontes, ainda veiculares, que extrapolam os limites da microrregião. Essas fontes podem ser as vias do entorno da microrregião, com dezenas a centenas de metros além do *buffer* de aproximadamente 200 metros das ruas alvos deste estudo. Contudo, vale lembrar que um alcance maior que 200 metros como área de influência do modelo iria contra as condições ideais apresentadas pelo próprio modelo (BENSON, 1989).

Considerando essa hipótese, uma explicação plausível para as maiores concentrações dos poluentes CO e NO₂ observadas pela estação de monitoramento do que as concentrações previstas pelo modelo CALINE4 deve-se ao fato de a região do bairro de Bangu ter como característica, no entorno da microrregião estudada, uma topografia que pode condicionar a formação de uma microbacia aérea confinada.

Essa microbacia aérea apresenta características de um aparente confinamento na sua parte sul, sudoeste e sudeste, promovida pelas encostas do Maciço da Pedra Branca.

Nessa área, a microrregião encontra-se em área plana, com cerca de 51 metros de altitude com relação ao nível do mar. A oeste há uma formação de morros com cerca de 230 metros de altitude e a leste outra formação com 200 metros de altitude. Já no setor sudoeste-sul-sudeste encontram-se as encostas do Maciço da Pedra Branca, com altitude variando de 600 a 820 metros nas proximidades da área de estudo (vide Figura 39).

Essa composição topográfica pode impactar diretamente no comportamento da massa de ar mais baixa no bairro e na área de estudo, fazendo com que a região apresente concentrações de poluentes (tais como o CO e NO₂) mais altas do que o esperado pelas atividades das fontes emissoras locais (i.e.: da microrregião em estudo), visto que não há intenso fluxo veicular nem presença de indústrias como fontes pontuais.

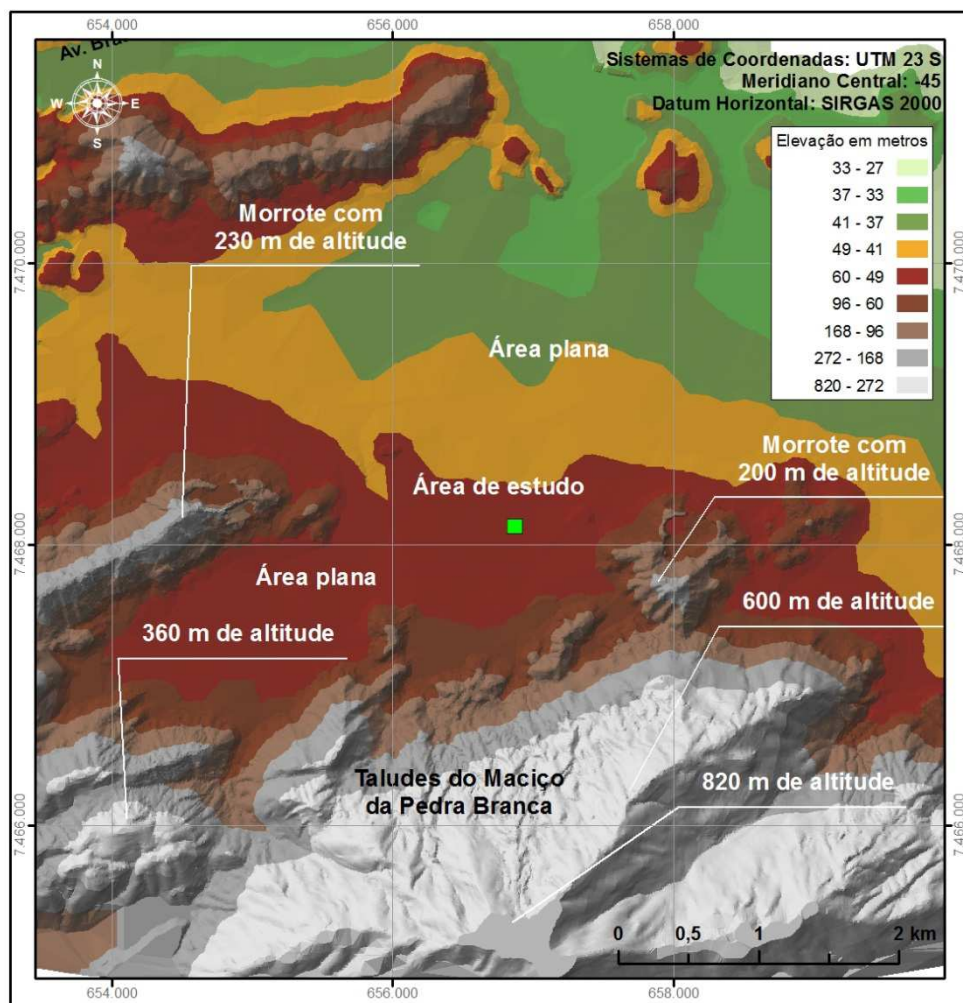


Figura 39 – Elevações topográficas na Microrregião de estudo

Fonte: Dados planialtimétricos do Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos – IPP (2004)

3.5 Análise de Sensibilidade

Devido ao desempenho insuficiente das respostas do modelo CALINE4 quanto à previsão das concentrações horárias dos poluentes (vide item 3.4), este trabalho buscou avaliar possíveis impactos em termos de performance e sensibilidade ambiental do modelo.

Todos os parâmetros e dados de entrada foram verificados e comparados com referências bibliográficas. Após isso, foi verificado que o volume de tráfego obtido através da contagem manual no campo parece ser insuficiente para impactar a qualidade do ar monitorado pela estação.

Estudos apontam volumes de cerca de 33.000 veículos dia⁻¹ em somente um via em locais com tráfego veicular intenso e qualidade do ar afetada (KENTY et al., 2007). Esse volume representa cerca de 8 vezes o valor obtido para contagem da via de maior atividade na microrregião, isto é, a rua Rio da Prata.

Isso também pode implicar em uma possível contestação da metodologia descrita por Benson (1989) com relação a um *buffer* de 200 metros das vias e ao redor do ponto de observação, o qual é aconselhável para processos de simulação de dispersão no CALINE4. Lembra-se que essa foi a metodologia adotada pelo presente estudo para a realização da contagem manual. Ao se aumentar o volume de veículos contados em campo, pode-se também inferir que tais veículos poderiam, na verdade, ser oriundos das vias da proximidade da estação e que não sofreram contagem veicular, além dos 200 metros de *buffer*.

Com relação aos fatores de emissão, foi verificado que não há *gaps* de informação que indiquem necessidade de multiplicação das concentrações médias emitidas por cada classe veicular, visto que, este estudo adotou a metodologia (*bottom-up*) do Inventário Anual realizado pela CETESB, a não ser a própria consideração que, mesmo com a aplicação de fatores de correção, há a hipótese dos FE apresentarem-se desiguais com relação à emissão real dos veículos nas ruas.

Os demais parâmetros meteorológicos também não apontaram fragilidades tamanhas que indicassem as respostas de C_p ineficazes para o monóxido de carbono e subestimados para NO_2 .

Portanto, para a realização da análise de sensibilidade, foi estimado que um acréscimo do fluxo veicular poderia ser aplicados às vias analisadas neste estudo. Esse incremento foi parametrizado na contagem veicular realizada, a qual teve seus valores horários multiplicados por oito para ser equiparado à contagem verificada por Kenty et al. (2007).

3.5.1 Análise de sensibilidade para o monóxido de carbono

Para a análise de sensibilidade, que considerou um volume de atividade veicular oito vezes maior sobre as vias analisadas, as simulações de dispersão do poluente monóxido de carbono (CO) obtiveram um desempenho aparentemente razoável e sensivelmente melhor do que as simulações com tráfego normal.

Das 65 simulações de dispersão realizadas, 42 obtiveram resultados FB entre 0,67 e - 0,67. Esse total representa 64,6% de simulações com desempenho razoável, contra 50,8% das simulações anteriores. Das 23 demais simulações que tiveram resultados ruins, 17 apresentaram-se subestimadas e 6 apresentaram concentrações superestimadas.

Na Figura 40 é possível visualizar a comparação dos valores previstos (C_p) e a relação C_p-C_0 para cada horário de acordo com a distribuição relativa ao FB descrita acima.

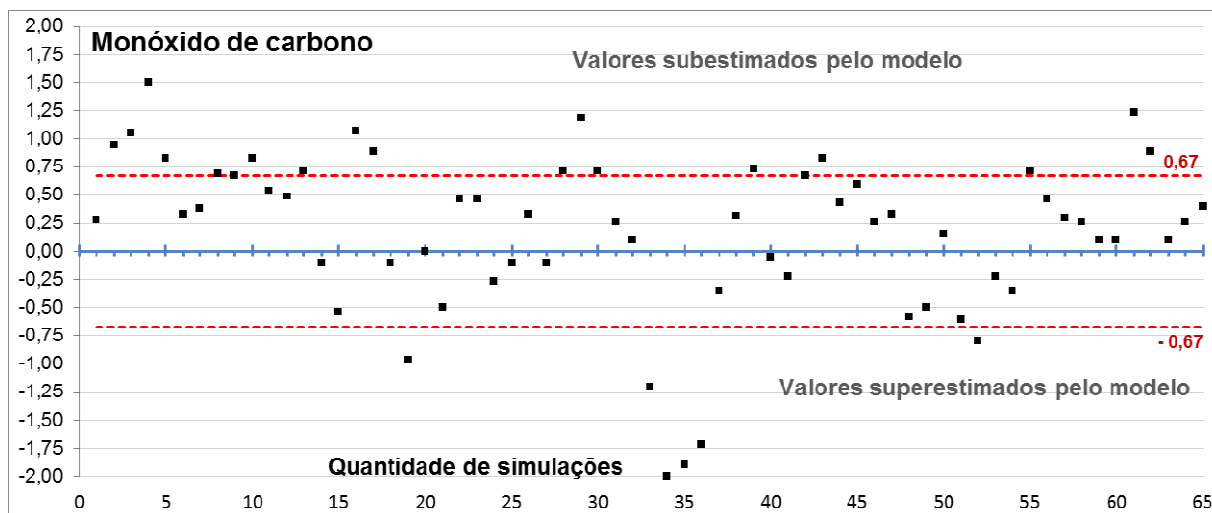


Figura 40 – Resultados da comparação C_P-C_O por meio de FB na análise de sensibilidade para CO

Com o aumento da atividade veicular não foi mais verificada a grande tendência de subestimação do CO por parte do CALINE4. Das 42 simulações consideradas como “razoáveis”, de acordo com os critérios da USEPA (1992b), 26 são resultados de “levemente” subestimados e 15 são resultados “levemente” superestimados. Uma simulação obteve (aparentemente) o resultado ideal, isto é, FB igual a zero.

A análise do *log* gerado para cada simulação pôde indicar que a C_P obtida pelo CALINE4 para cada horário não mais apresentou a grande fragilidade das simulações anteriores, em condições normais de fluxo veicular, as quais demonstraram nula contribuição das atividades veiculares sobre o ponto receptor para todos os horários.

Ao analisar a relação da contribuição de monóxido de carbono (i.e.: $C_P - background$) das vias sobre o ponto receptor, pode-se constatar que, dessa vez, as contribuições nulas ocorreram em 32 simulações, a despeito das 65 anteriores. Com isso, a média das contribuições foi de 0,085 ppm CO para cada simulação horária. A Figura 41 demonstra a relação entre as concentrações das contribuições e do *background* (que somados perfazem a concentração prevista pelo modelo) e a concentração observada pela estação de monitoramento.

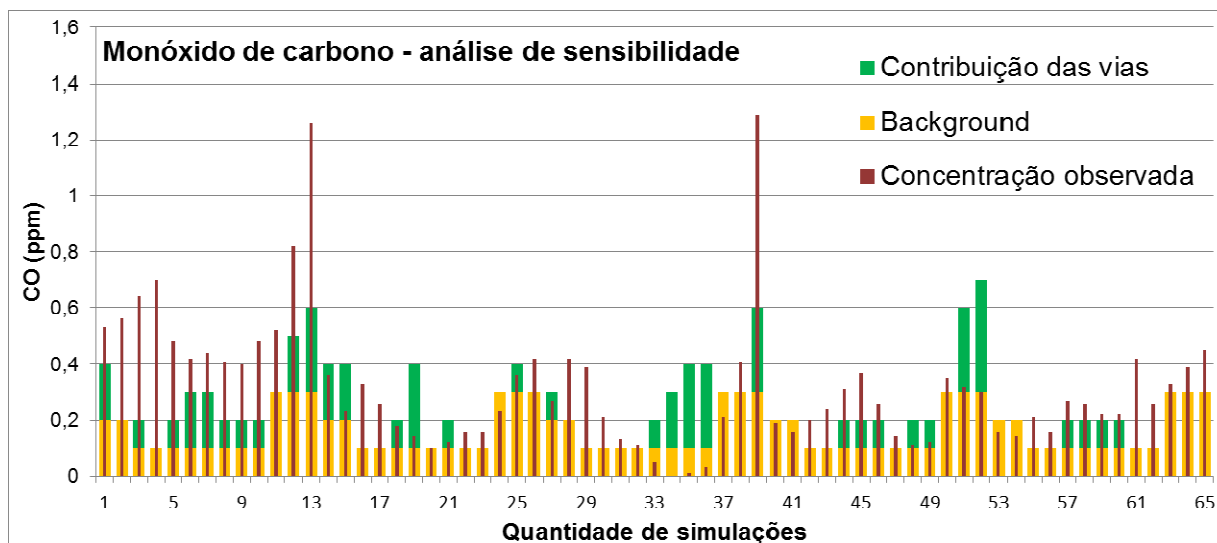


Figura 41 – Relação das concentrações de background, contribuição das vias e concentração observada na análise de sensibilidade para CO

O comportamento horário do desempenho do modelo CALINE4 para CO no cenário de aumento hipotético de frota apresenta-se diferente do comportamento médio de C_p horária. São verificados dois comportamentos diários: um com desempenho ruim relativo ao intervalo das 09:00 às 11:00 h e outro com desempenho razoável que abrange todas as demais horas do dia. A relação das médias horárias das concentrações previstas para CO e do desempenho, através de FB, são apresentadas na Figura 42.

Para o comportamento FB ruim no horário das 09:00 às 11:00, a C_p foi de somente 0,11 ppm e FB médio de 0,91, dos quais 2 dos 10 resultados enquadraram-se dentro da faixa de razoabilidade (FB menor que 0,67).

O desempenho razoável, por sua vez, abrange os horários da manhã, tarde e noite. Nota-se que no período de 07:00 às 09:00 h as duas simulações obtiveram FB próximos a zero, mesmo com a ligeira concentração mais alta do poluente. O mesmo ocorreu no período noturno, que apresenta as três maiores previsões de CO para o ciclo diário. Nesse período, o FB manteve-se razoável com média de 0,40, porém, com ligeira tendência de subestimação dos resultados.

Para fins de uma análise de sensibilidade, o aumento hipotético do dado (*input*) relativo à atividade veicular da ordem de 8 (oito) vezes, acarretou em um aumento da resposta do modelo em termos de resultados previstos com FB aceitável de 0 para 33 respostas sensíveis à atividade veicular para o poluente CO.

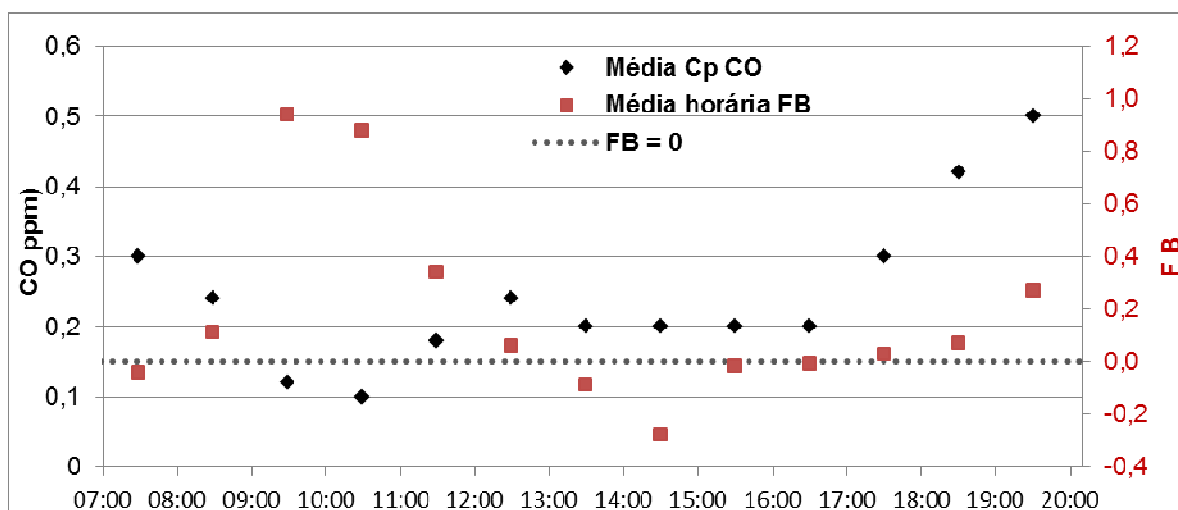


Figura 42 - Média horárias das concentrações previstas e FB por horário para CO na análise de sensibilidade

No contexto da análise de sensibilidade, a Tabela 24 apresenta as concentrações previstas e observadas para cada simulação realizada de monóxido de carbono, além da concentração de background do horário e dos resultados de desempenho por meio do FB.

Tabela 24 – Desempenho, concentração de background, C_P e C_O das simulações de CO na análise de sensibilidade

Simulação Número	Background (ppm)	C_P (ppm)	C_O (ppm)	Contribuição da via (ppm)	FB	Desempenho
1	0,2	0,4	0,53	0,2	0,28	Razoável
2	0,2	0,2	0,56	0	0,95	Ruim
3	0,1	0,2	0,64	0,1	1,05	Ruim
4	0,1	0,1	0,7	0	1,50	Ruim
5	0,1	0,2	0,48	0,1	0,82	Ruim
6	0,1	0,3	0,42	0,2	0,33	Razoável
7	0,1	0,3	0,44	0,2	0,38	Razoável
8	0,1	0,2	0,41	0,1	0,69	Ruim
9	0,1	0,2	0,4	0,1	0,67	Razoável
10	0,1	0,2	0,48	0,1	0,82	Ruim
11	0,3	0,3	0,52	0	0,54	Razoável
12	0,3	0,5	0,82	0,2	0,48	Razoável
13	0,3	0,6	1,26	0,3	0,71	Ruim
14	0,2	0,4	0,36	0,2	-0,11	Razoável
15	0,2	0,4	0,23	0,2	-0,54	Razoável
16	0,1	0,1	0,33	0	1,07	Ruim
17	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
18	0,1	0,2	0,18	0,1	-0,11	Razoável
19	0,1	0,4	0,14	0,3	-0,96	Ruim
20	0,1	0,1	0,1	0	0,00	Razoável
21	0,1	0,2	0,12	0,1	-0,50	Razoável
22	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável

Simulação Número	Background (ppm)	C_P (ppm)	C_O (ppm)	Contribuição da via (ppm)	FB	Desempenho
23	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável
24	0,3	0,3	0,23	0	-0,26	Razoável
25	0,3	0,4	0,36	0,1	-0,11	Razoável
26	0,3	0,3	0,42	0	0,33	Razoável
27	0,2	0,3	0,27	0,1	-0,11	Razoável
28	0,2	0,2	0,42	0	0,71	Ruim
29	0,1	0,1	0,39	0	1,18	Ruim
30	0,1	0,1	0,21	0	0,71	Ruim
31	0,1	0,1	0,13	0	0,26	Razoável
32	0,1	0,1	0,11	0	0,10	Razoável
33	0,1	0,2	0,05	0,1	-1,20	Ruim
34	0,1	0,3	0	0,2	-2,00	Ruim
35	0,1	0,4	0,01	0,3	-1,90	Ruim
36	0,1	0,4	0,03	0,3	-1,72	Ruim
37	0,3	0,3	0,21	0	-0,35	Razoável
38	0,3	0,3	0,41	0	0,31	Razoável
39	0,3	0,6	1,29	0,3	0,73	Ruim
40	0,2	0,2	0,19	0	-0,05	Razoável
41	0,2	0,2	0,16	0	-0,22	Razoável
42	0,1	0,1	0,2	0	0,67	Razoável
43	0,1	0,1	0,24	0	0,82	Ruim
44	0,1	0,2	0,31	0,1	0,43	Razoável
45	0,1	0,2	0,37	0,1	0,60	Razoável
46	0,1	0,2	0,26	0,1	0,26	Razoável
47	0,1	0,1	0,14	0	0,33	Razoável
48	0,1	0,2	0,11	0,1	-0,58	Razoável
49	0,1	0,2	0,12	0,1	-0,50	Razoável
50	0,3	0,3	0,35	0	0,15	Razoável
51	0,3	0,6	0,32	0,3	-0,61	Razoável
52	0,3	0,7	0,3	0,4	-0,80	Ruim
53	0,2	0,2	0,16	0	-0,22	Razoável
54	0,2	0,2	0,14	0	-0,35	Razoável
55	0,1	0,1	0,21	0	0,71	Ruim
56	0,1	0,1	0,16	0	0,46	Razoável
57	0,1	0,2	0,27	0,1	0,30	Razoável
58	0,1	0,2	0,26	0,1	0,26	Razoável
59	0,1	0,2	0,22	0,1	0,10	Razoável
60	0,1	0,2	0,22	0,1	0,10	Razoável
61	0,1	0,1	0,42	0	1,23	Ruim
62	0,1	0,1	0,26	0	0,89	Ruim
63	0,3	0,3	0,33	0	0,10	Razoável
64	0,3	0,3	0,39	0	0,26	Razoável
65	0,3	0,3	0,45	0	0,40	Razoável

Com esses resultados é possível verificar que o aumento da atividade veicular hipotético considerado pela a análise de sensibilidade levou o modelo CALINE4 a ter melhor desempenho de suas previsões quando comparadas com o dado monitorado pela estação.

3.5.2 Análise de sensibilidade para o dióxido de nitrogênio

Para a análise de sensibilidade, que considerou um volume de atividade veicular oito vezes maior sobre as vias analisadas, as simulações de dispersão do poluente dióxido de nitrogênio (NO_2) obtiveram um desempenho sensivelmente piores do que as simulações com tráfego normal, ao contrário do ocorrido com o monóxido de carbono.

Das 65 simulações de dispersão realizadas, 34 obtiveram resultados FB entre 0,67 e -0,67. Esse total representa 52% de simulações com desempenho razoável, contra 53,8% das simulações anteriores em condições normais de frota. Das 31 demais simulações que tiveram resultados ruins, todas apresentaram-se subestimadas (i.e.: FB maior que 0,67).

Na Figura 43 é possível visualizar a comparação dos valores previstos (C_P) e a relação C_P-C_0 para cada horário de acordo com a distribuição relativa ao FB descrita acima.

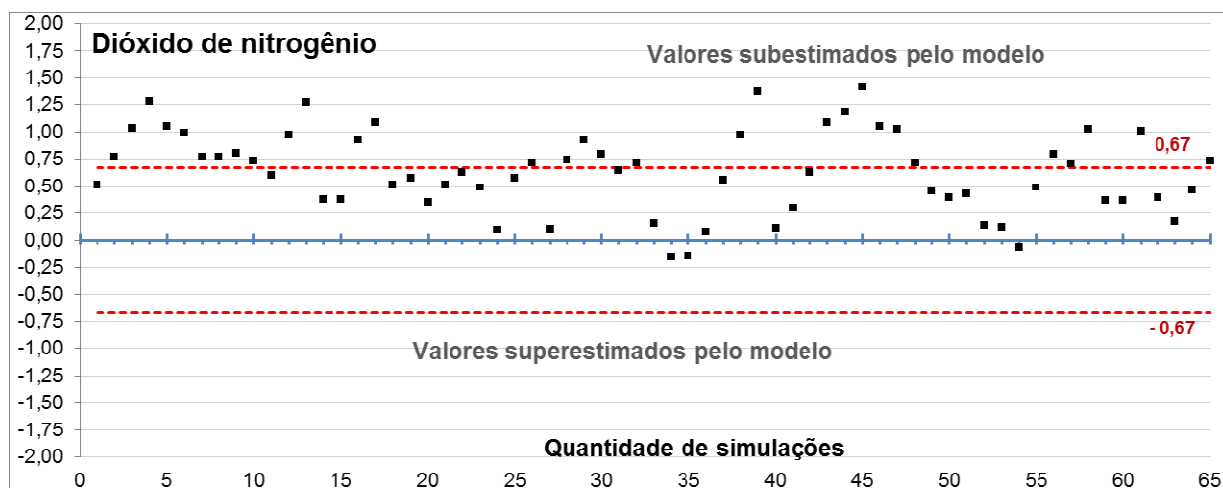


Figura 43 – Resultados da comparação C_P-C_0 por meio de FB na análise de sensibilidade para NO_2

Nota-se ao comparar esses resultados obtidos com o resultados oriundos das atividades veiculares normais que o modelo passou a apresentar C_P menores para os horários de simulação. Das 65 simulações, apenas três apresentaram resultados previstos acima dos resultados observados.

Das 34 simulações consideradas como “razoáveis”, de acordo com os critérios da USEPA (1992b), 31 são resultados de “levemente” subestimados, isto é, FB entre 0 e 0,67 e 3 são resultados “levemente” superestimados, ou seja, FB entre 0 e -0,67.

A análise do *log* gerado para cada simulação pôde indicar que a C_P obtida pelo CALINE4 para cada horário da análise de sensibilidade teve contribuições menores por parte da via, a despeito do aumento da atividade veicular. A contribuição média de NO_2 das vias para as 65 simulações foi de $1,62 \mu\text{g m}^{-3}$, frente à contribuição de $1,91 \mu\text{g m}^{-3}$ obtida pelo

cenário normal com fluxo veicular originado da contagem manual realizada em campo. Em somente uma simulação não ocorreu contribuição das vias sobre o ponto receptor. A Figura 44 demonstra a relação entre as concentrações das contribuições e do *background* (que somados perfazem a concentração prevista pelo modelo) e a concentração observada pela estação de monitoramento na análise de sensibilidade.

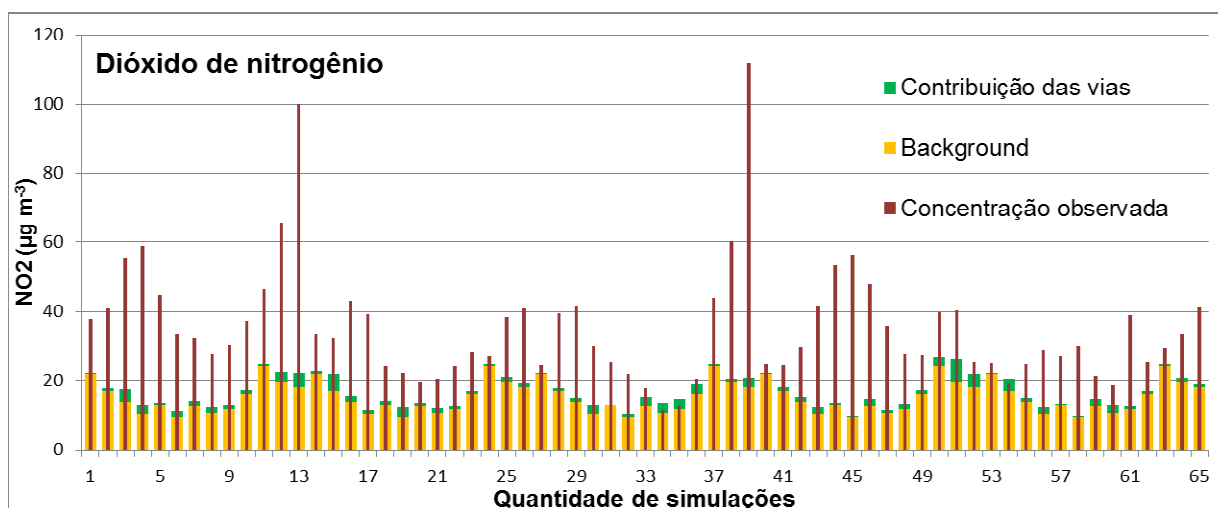


Figura 44 – Relação das concentrações de background, contribuição das vias e concentração observada na análise de sensibilidade para NO₂

Nota-se que o comportamento diário do NO₂ na troposfera relacionado à previsão do modelo e à relação FB foi a mesma do cenário real, apenas com FB ligeiramente maior, afastando-se de zero. Esse poluente apresenta dois picos diários, com pico maior no horário noturno (vide capítulo 3.1.2). O pico da média das C_P obtidas pela modelagem no período da manhã ocorre no horário entre 07:00 às 08:00 h e o pico noturno ocorre por volta das 17:00 às 20:00 h.

São verificados três faixas diárias: uma com desempenho razoável que abrange o início da manhã e o período da tarde, uma com desempenho ruim no período do final da manhã de 09:00 às 12:00 h e outra com desempenho ruim no final da tarde e início da noite até o horário das 20:00 h.

A relação das médias horárias das concentrações previstas para NO₂ e do desempenho, através de FB, são apresentadas na Figura 45.

O desempenho insuficiente do final da manhã, por volta das 09:00 às 13:00 h, ocorre juntamente com as menores C_P médias verificadas no ciclo diário. Os resultados das médias de FB para o período de 09:00 às 13:00 h variam entre 0,8 e 1,0, o que representa C_P sensivelmente subestimada, assim como no cenário de fluxo veicular normal.

Ressalta-se ainda que esse é o horário onde ocorrem os maiores valores de radiação solar no ciclo diário, que, por sua vez, implica em uma fotodissociação do poluente e declínio da concentração do mesmo na troposfera.

No período do início da noite, a média da C_p de NO_2 apresenta elevação, especificamente a partir das 17 h, com pico diário no intervalo 17:00-18:00 h, com resultado modelado médio de $25,18 \mu\text{g m}^{-3}$. A média dos resultados para o período noturno modelado (i.e.: das 17:00 às 20:00) é de $22,75 \mu\text{g m}^{-3}$, ambos ligeiramente menores que o verificado nas condições normais de atividade veicular.

Contudo, o modelo apresenta uma média de erros maiores considerável das concentrações previstas, notadamente subestimadas. Nas dez simulações noturnas (i.e.: das 18 às 19 h e das 19 às 20 h para cinco dias) os resultados FB indicam média de 0,77, contra média de 0,74 dos resultados oriundos do cenário normal.

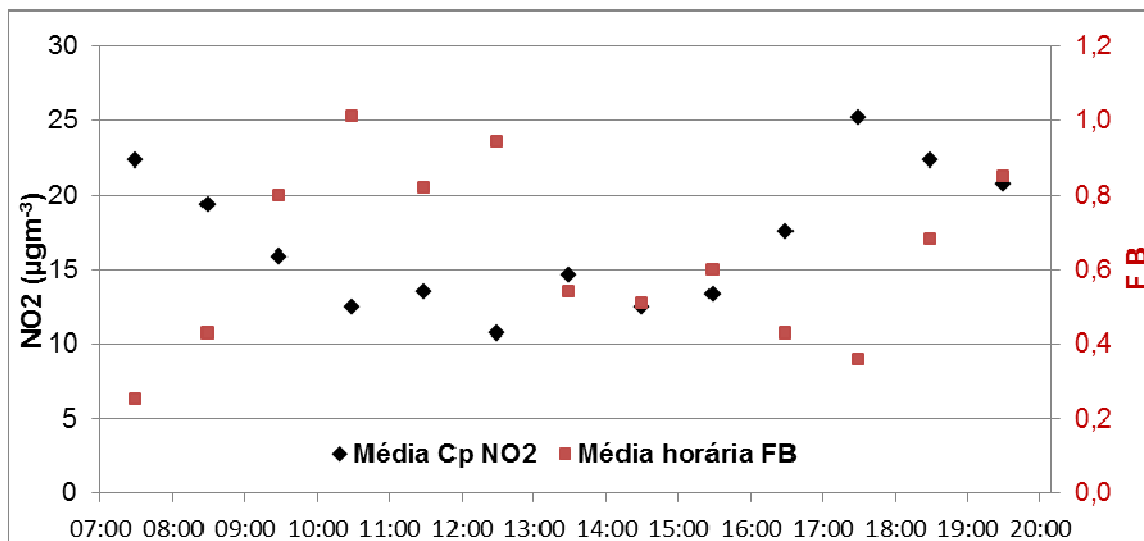


Figura 45 – Média horárias das concentrações previstas e FB por horário para NO_2 na análise de sensibilidade

O desempenho pior do modelo CALINE4 na análise de sensibilidade deve-se ao fato de os resultados obtidos como previsão apresentaram-se, um modo geral, ligeiramente mais subestimado mesmo com o aumento da atividade veicular em 8 vezes nas vias analisadas.

Na média, essa contribuição foi $0,29 \mu\text{g m}^{-3}$ (ou 15%) menor do que nas condições normais de fluxo de veículos. A Figura 46 demonstra o comportamento médio dessa diferença no ciclo ao longo dos horários, na qual os resultados positivos indicam que a C_p do cenário normal é maior que a C_p do cenário de aumento da atividade veicular.

Percebe-se que o horário do início da manhã não apresentou diferenças com a C_p no cenário normal. No período de simulação de 08:00 às 09:00 h, ao contrário, a C_p foi ligeiramente maior: $19,36$ frente a $19,30 \mu\text{g m}^{-3}$. Nos intervalos de 10:00 às 12:00 h, 15:00 às

16:00 h e 18:00 às 20:00 h as diferenças são as maiores, variando de 0,27 (11:00 às 12:00) a 0,81 (10:00 às 11:00).

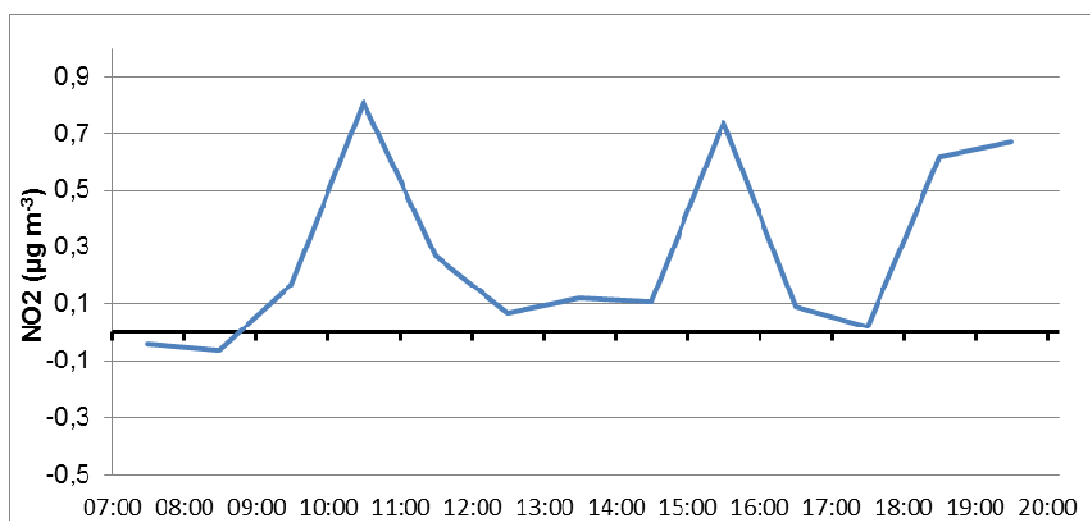


Figura 46 – Média da diferença entre as previsões do cenário real e a análise de sensibilidade para NO₂

A Tabela 25 apresenta as concentrações previstas e observadas para cada simulação realizada de dióxido de nitrogênio, além da concentração de background do horário e dos resultados de desempenho por meio do FB.

Tabela 25 – Desempenho, concentração de background, C_P e C_O das simulações de NO₂ na análise de sensibilidade

Simulação Número	Background (µg m ⁻³)	C _P (µg m ⁻³)	C _O (µg m ⁻³)	Contribuição da via (µg m ⁻³)	FB	Desempenho
1	22,01	22,29	37,87	0,28	0,52	Razoável
2	17,08	18,05	40,76	0,97	0,77	Ruim
3	14,00	17,66	55,52	3,66	1,03	Ruim
4	10,35	13,02	58,88	2,67	1,28	Ruim
5	12,87	13,88	44,65	1,01	1,05	Ruim
6	9,69	11,32	33,48	1,63	0,99	Ruim
7	12,57	14,37	32,38	1,8	0,77	Ruim
8	10,69	12,29	27,8	1,6	0,77	Ruim
9	11,84	12,99	30,33	1,15	0,80	Ruim
10	16,34	17,27	37,33	0,93	0,73	Ruim
11	24,21	24,79	46,36	0,58	0,61	Razoável
12	19,66	22,71	65,69	3,05	0,97	Ruim
13	18,12	22,31	100,03	4,19	1,27	Ruim
14	22,01	22,82	33,42	0,81	0,38	Razoável
15	17,08	22,01	32,24	4,93	0,38	Razoável
16	14,00	15,8	43,17	1,8	0,93	Ruim
17	10,35	11,67	39,31	1,32	1,08	Ruim
18	12,87	14,28	24,21	1,41	0,52	Razoável
19	9,69	12,4	22,39	2,71	0,57	Razoável

Simulação Número	Background ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_P ($\mu\text{g m}^{-3}$)	C_O ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Contribuição da via ($\mu\text{g m}^{-3}$)	FB	Desempenho
20	12,57	13,72	19,53	1,15	0,35	Razoável
21	10,69	12,1	20,44	1,41	0,51	Razoável
22	11,84	12,66	24,38	0,82	0,63	Razoável
23	16,34	17,16	28,3	0,82	0,49	Razoável
24	24,21	24,8	27,11	0,59	0,09	Razoável
25	19,66	21,2	38,46	1,54	0,58	Razoável
26	18,12	19,24	40,8	1,12	0,72	Ruim
27	22,01	22,23	24,68	0,22	0,10	Razoável
28	17,08	18,01	39,44	0,93	0,75	Ruim
29	14,00	15,07	41,38	1,07	0,93	Ruim
30	10,35	13,01	30,08	2,66	0,79	Ruim
31	12,87	12,87	25,25	0	0,65	Razoável
32	9,69	10,45	22,12	0,76	0,72	Ruim
33	12,57	15,37	17,96	2,8	0,16	Razoável
34	10,69	13,54	11,56	2,85	-0,16	Razoável
35	11,84	14,93	12,86	3,09	-0,15	Razoável
36	16,34	18,96	20,45	2,62	0,08	Razoável
37	24,21	24,74	43,82	0,53	0,56	Razoável
38	19,66	20,8	60,35	1,14	0,97	Ruim
39	18,12	20,87	112,04	2,75	1,37	Ruim
40	22,01	22,18	24,78	0,17	0,11	Razoável
41	17,08	18,24	24,57	1,16	0,30	Razoável
42	14,00	15,46	29,7	1,46	0,63	Razoável
43	10,35	12,28	41,34	1,93	1,08	Ruim
44	12,87	13,75	53,33	0,88	1,18	Ruim
45	9,69	9,7	56,48	0,01	1,41	Ruim
46	12,57	14,85	47,8	2,28	1,05	Ruim
47	10,69	11,52	35,88	0,83	1,03	Ruim
48	11,84	13,18	27,79	1,34	0,71	Ruim
49	16,34	17,27	27,34	0,93	0,45	Razoável
50	24,21	26,73	39,88	2,52	0,39	Razoável
51	19,66	26,19	40,45	6,53	0,43	Razoável
52	18,12	22,09	25,28	3,97	0,13	Razoável
53	22,01	22,22	25,07	0,21	0,12	Razoável
54	17,08	20,49	19,2	3,41	-0,07	Razoável
55	14,00	15,19	24,95	1,19	0,49	Razoável
56	10,35	12,5	29,02	2,15	0,80	Ruim
57	12,87	12,88	26,95	0,01	0,71	Ruim
58	9,69	9,71	30,01	0,02	1,02	Ruim
59	12,57	14,95	21,55	2,38	0,36	Razoável
60	10,69	12,82	18,62	2,13	0,37	Razoável
61	11,84	12,79	38,94	0,95	1,01	Ruim
62	16,34	17,18	25,46	0,84	0,39	Razoável
63	24,21	24,86	29,62	0,65	0,17	Razoável
64	19,66	20,92	33,49	1,26	0,46	Razoável
65	18,12	19,1	41,13	0,98	0,73	Ruim

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve por principal objetivo avaliar o desempenho do modelo numérico CALINE4 para estimativa das concentrações de monóxido de carbono (CO) e dióxido de nitrogênio (NO₂) de origem veicular na qualidade do ar de uma microrregião do bairro de Bangu, no município do Rio de Janeiro.

Para a averiguação do comportamento dos poluentes na microrregião, foram utilizados dados observados pela estação de monitoramento da qualidade do ar em Bangu. Para a simulação de dispersão dos poluentes CO e NO₂ este estudo utilizou os Fatores de Emissão de poluentes associados a várias categorias de veículos. Além disso, foi também necessário realizar uma contagem manual veicular em campo, no entorno da estação de monitoramento.

As concentrações observadas de poluentes na estação de Bangu parecem ser originadas por atividades antrópicas, especialmente as atividades de veículos automotores de combustão interna, visto que a curva do comportamento diário dos poluentes parece estar ligada à curva de atividade de tráfego padrão e não há indústrias na região.

Foi possível concluir que, com relação à qualidade do ar no Bairro de Bangu, esta não apresentou, durante o período 2012-2013, violações do poluente CO e NO₂.

Já o poluente O₃, formado a partir do NO₂ troposférico, ultrapassou o Padrão Primário estabelecido de 160 µg m⁻³ para 1 hora em 215 ocorrências. Tais violações concentraram-se nos horários entre 13:30 e 17:30 h e ocorreram principalmente nos dias dos meses mais quentes (dezembro, janeiro e fevereiro). Somente esse trimestre concentrou 56% das 215 violações. A maior concentração foi de 280,6 µg m⁻³ referente ao horário de 15:30 h do dia 24 de dezembro de 2012, que representa uma concentração 75% acima do máximo estabelecido.

Os estudos realizados revelaram que as concentrações de CO e NO₂ previstas nas simulações foram, de um modo geral, menores que as concentrações observadas pela estação de monitoramento do Bairro de Bangu, operada pela Prefeitura do Rio de Janeiro.

Segundo as modelagens, nos piores casos, o maior valor previsto para os cinco dias modelados na microrregião seria de 0,3 ppm de CO e 27,01 µg m⁻³ para NO₂. Contudo, as concentrações máximas observadas nesses mesmos dias foram de 1,29 ppm para CO e 112,04 µg m⁻³ para NO₂. Essa diferença da ordem de quatro vezes para ambos os poluentes é sensível e deve ser considerada.

Avaliando-se o fato de o modelo não ter gerado em suas simulações contribuição de monóxido de carbono e ter apresenta resultados subestimados para dióxido de nitrogênio das

vias do entorno da estação de monitoramento sobre esta, é possível inferir as seguintes possíveis explicações:

- O modelo tem fragilidades para simular áreas com baixo fluxo veicular ou;
- O modelo estaria correto com relação a não contribuição de CO e de subestimação de NO₂ das atividades veiculares das vias sobre a estação de monitoramento e microrregião;

Com relação à primeira hipótese, o modelo não foi capaz associar contribuições quaisquer de CO da atividade veicular na microrregião sobre a qualidade do ar da área. Já para o poluente NO₂ o modelo associou contribuições das atividades veiculares sobre a qualidade do ar da microrregião. Contudo, essas contribuições foram pequenas, gerando concentrações previstas menores que as concentrações observadas, o que poderia ser explicado pela possivelmente não tão acurada cinética de reações do modelo.

Esses dois fatos podem ter ocorrido devido à própria ineficiência do CALINE4 para simulações em condições com atividade veicular não tão intensa, considerando que a contagem veicular realizada na microrregião de Bangu apresentou uma extrapolação média de 30.931 veículos de todas as classes no horário de 07:00 às 20:00 h para as oito vias analisadas.

Os dados inseridos com relação ao fator de emissão dos poluentes CO e NO₂ podem apresentar fragilidades. Mesmo utilizando a metodologia *bottom-up* utilizada pela CETESB, os FE podem apresentar-se desiguais com relação à emissão real dos veículos nas ruas. Tal fato faria com que o modelo subestimasse a emissão de CO e de NO₂ das vias. Ainda, conforme descrito no item 1.5, o CALINE4 não é aconselhável para ocorrências de classe atmosférica muito instável ou terrenos bastante complexos.

Vale ressaltar que, segundo MOREIRA et al. (2004), não há procedimento padrão no Brasil que contemple a avaliação de performances de modelos de dispersão. Na verdade, a utilização de modelos de transporte e difusão de poluentes na atmosfera não pode ser realizada livremente para prognósticos ambientais sem que sejam estudados e testados previamente suas capacidades de prever as concentrações sem que sejam verificadas suas habilidades de calibração com o mundo real, ou seja, os valores monitorados pelas estações. Além disso, modelos que funcionam bem em ambientes temperados, principalmente América do Norte e Europa, podem não rodar bem áreas tropicais, no Brasil, principalmente para poluentes que têm características fotoquímicas, como o NO₂.

Com relação à segunda hipótese, também pode ser avaliado que o modelo está correto ao apresentar os resultados de emissão de CO e de NO₂ das vias como negligenciáveis ou baixos sobre a qualidade do ar da microrregião.

Como o volume de tráfego presente na microrregião pode ser avaliado como “baixo” quando comparado a demais áreas do Rio de Janeiro, essa hipótese leva em conta o fato de que as concentrações de CO e NO₂ observadas pela estação de monitoramento instalada em Bangu são oriundas de outras fontes, ainda veiculares, mas que extrapolam os limites da microrregião alvo do presente estudo.

Essas fontes podem ser as vias do entorno da microrregião, com dezenas a centenas de metros além do *buffer* de aproximadamente 200 metros das ruas alvos deste estudo.

Nesse sentido uma explicação plausível para as maiores concentrações dos poluentes CO e NO₂ observadas pela estação de monitoramento do que as concentrações previstas pelo modelo CALINE4 deve-se ao fato de a região do bairro de Bangu ter como característica, no entorno da microrregião estudada, uma topografia que pode condicionar uma microbacia aérea confinada.

Essa microbacia aérea apresenta características de um aparente confinamento na sua parte sul, sudoeste e sudeste, promovida pelas encostas do Maciço da Pedra Branca.

Essa composição topográfica pode impactar diretamente no comportamento da massa de ar mais baixa no bairro e na área de estudo, fazendo com que a região apresente concentrações de poluentes (tais como o CO e NO₂) mais altas do que o esperado pelas atividades das fontes emissoras locais, visto que não há intenso fluxo veicular nem presença de indústrias como fontes pontuais.

Contudo essa hipótese também retorna à possíveis fragilidades no modelo CALINE4, pois, ao se considerar a concentração dos poluentes é relativa principalmente à topografia complexa da região, deve-se lembrar que o modelo não considera tais complexidades de terreno, enquanto outros modelos sim.

Adicionalmente, a análise de sensibilidade apontou que a baixa atividade veicular na microrregião é um fator limitante para a confiança no modelo CALINE4. Isso foi verificado por meio de cenário hipotético de aumento da atividade veicular em oito vezes na área de estudo.

Com isso o CO, poluente considerado como de relativa estabilidade química na troposfera, apresentou concentrações previstas mais substanciais, acompanhando o aumento da emissão veicular. Contudo, o NO₂ não apresentou o mesmo comportamento linear. Tal fato pode ser devido às incertezas relacionadas à complexidade da sua reatividade com demais

poluentes presentes na atmosfera (NO, O₃ e HCNM). Ressalta-se ainda que o CALINE4 não avaliar a participação de HCNM nas reações de formação e consumo de NO₂.

Com relação às recomendações, no sentido de complementar este estudo, são apontadas algumas recomendações, a seguir:

- Efetivação de contagens veiculares automáticas por meio dos equipamentos da Companhia de Trânsito do Rio de Janeiro;
- Pesquisa aprofundada dos fatores de emissões relativos a comportamento dos veículos nas vias para todas as categorias veiculares, desse modo obtém-se fatores de emissão mais próximos da realidade;
- Realização de estudos de dispersão na mesma microrregião em que se amplie a área aconselhada de 200 metros de raio a partir do ponto receptor de modo a verificar a sensibilidade além desse *buffer* sobre o ponto receptor (estação de monitoramento);
- Levantamento aspectos meteorológicos que interferem diretamente nos parâmetros do comportamento da modelagem, especialmente perfis verticais térmicos e de pressão para altura da camada de mistura;
- Realização de estudos específicos sobre o comportamento atmosférico na região Bangu, dentro da Bacia Aérea III com o objetivo de identificar a conduta do ar na região e, assim, da dispersão dos poluentes dependente desse comportamento;
- Consideração de terrenos complexos pelo modelo CALINE4. O modelo considera uma topografia plana simplificada e por isso, não leva em consideração a presença das barreiras físicas;
- Elaboração de estudo de dispersão para o poluente material particulado, visto que não foi considerado neste estudo devido às inconsistências relacionadas aos seus fatores de emissão;
- Melhoria no modo de entrada do modelo para realização de grande número de simulações horárias. Atualmente, o CALINE4 requer entrada e processamento de cada cenário e;
- Avaliação mais robusta do desempenho do CALINE4 para os poluentes CO e NO₂ em ambientes tropicais.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. *Resolução ANP n° 40, de 25 de outubro de 2013*. Disponível em: <http://nxt.anp.gov.br/nxt/gateway.dll/leg/resolucoes_anp/2013/outubro/ranp%2040%20-%202013.xml>. Acesso em: 19 de novembro de 2013.

AGRICOLA, G., *De Re Metallica*, Basel, 1556 [English translation and commentary by Hoover, H. C., and Hoover, L. H., Mining Magazine, London, 1912]. Dover, New York, 1950.

ANJANEYULU, M., HARIKRISHNA, M., CHENCHUOBULU, S. *Modeling ambient carbon monoxide pollutant due to road traffic*. World Academic of Science, Engineering and Technology 17. 2006.

ARAÚJO, M.; FERREIRA, F.; NAPOLITANO, P.; LEPSCH, F.; VASCONCELOS, A.; COLETTI, T. *Sistema Flex Start™*. AEA, 2009. Disponível no site da Associação Brasileira de Engenharia Automotiva (AEA) em: <<http://www.aea.org.br/aea2009/downloads/trabalhospremio/CategoriaTecnologiasOTTO-Vencedor-MarcosMeloAraujo.pdf>>. Acesso em: 19 de agosto de 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR-6601:2012, de 18 de setembro de 2012. *Veículos rodoviários automotores leves - Determinação de hidrocarbonetos, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e dióxido de carbono no gás de escape*. ABNT, 2012. 49 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS FABRICANTES DE MOTOCICLETAS, CICLOMOTORES, MOTONETAS, BICICLETAS E SIMILARES – ABRACICLO. *Dados do Setor – vendas atacado: motocicletas 2013*. Disponível em: <http://www.abraciclo.com.br/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=21&Itemid=37>. Acesso em 18 de dezembro de 2013. 2 p.

AYOADE, J. *Introdução à climatologia para os trópicos*. 5ª Edição. Rio de Janeiro, 2006. 332p.

AZUAGA, D. *Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil*. Dissertação de Mestrado. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2000.

BEATON, J.; RANZIERI, A.; SHIRLEY, E.; SKOG, J. *Mathematical approach to estimating highway impact on air quality*. Fed. Highway Administration Report No. FHWA-RD-72-36, Washington, DC, 1972.

BENSON, P. *A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models*. Atmospheric Environment Vol. 26B, No 3, 1992, p. 379-390.

_____. *A versatile dispersion model for predicting air pollutant levels near highways and arterial streets*. Final Report N°. FHWA/CA/TL-79/23. California Department of Transportation, Sacramento, CA, 1979.

_____. *CALINE4. A Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Concentrations Near Roadways*. Report No. FHWA/CA/TL-84/14. California Department of Transportation, CA, 1989.

BERKOWICZ, R.; HERTEL, O.; SØRENSEN, N.; MICHELSEN, J. *Modelling air pollution from traffic in urban areas*, In R.J. Perkins and S.E. Belcher (eds), *Flow and Dispersion Through Groups of Obstacles*, p 121 -141, Clarendon Press, Oxford, 1997. p. 121-141.

BERKOWICZ, R.; OLESEN, H.; JENSEN, S. *User's Guide to WinOSPM: Operational Street Pollution Model*. NERI Technical Report. Draft March, 2003.

BRAGA, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental – O desafio do desenvolvimento sustentável*. 2ª Edição. Pearson Prentice Hall. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2005.

BRASIL. Lei nº6.938, de 31 de agosto de 1981. *Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências*. Brasília, 1981.

CAMBRIDGE ENVIRONMENTAL RESEARCH CONSULTANTS LTD - CERC. *ADMS-Roads: An air quality management system – User Guide. Version 3.1.* Cambridge, September, 2011.

CHOCK, D. *A simple line-source model for dispersion near roadways.* Atmospheric Environment 12, 1978, p. 823-829.

CIMORELLEI, A.; PERRY, S.; VENKATRAM, A.; WEIL, J; PAINE,R.; WILSON, R.; LEE, R.; PETERS, W.; BRODE, R.; PAUMIER, J. *AERMOD: Description of model formulation.* EPA-454/R-03-004. U.S. Environmental Protection Agency – Office of Air Quality Planning and Standards – Emission Monitoring and Analysis Division, North Carolina, United States, September, 2004.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. *Emissões veiculares no estado de São Paulo 2012* [recurso eletrônico]. Coordenação técnica Marcelo Pereira Bales; elaboração Antônio de Castro Bruni [et al.]. São Paulo: CETESB, 2013d. Disponível em <[http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/emissao veicular](http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/emissao_veicular)>. Acesso em: 11 de setembro de 2013d.

_____. *Limites máximos para emissões veiculares.* Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/emissao-veicular/33-limites-M?ximos-de-Emiss?o-para-Ve?culos-Leves-Novos>>. Acesso em: 03 de setembro de 2013c.

_____. *Qualidade do Ar: Histórico.* Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/informacoes-basicas/20-historico>>. Acesso em: 10 de junho de 2013a.

_____. *Qualidade do ar no estado de São Paulo 2012.* ISSN 0103-4103, CETESB, São Paulo, SP, 2013b. 123 p.

_____. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2005.* Série Relatórios. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_geral.asp>, CETESB, São Paulo, SP, 2006. 153 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2008*. Série Relatórios. CETESB, São Paulo, SP, 2009. 340 p.

COMPANHIA DE ENGENHARIA DE TRÁFEGO DE SÃO PAULO - CET-SP. *NT 066/81 – Nota técnica. Métodos para contagem volumétrica abreviada*. São Paulo – SP, 23 de janeiro de 1981.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n° 003 de 28 de junho de 1990. *Estabelece padrões de qualidade do ar*. Brasília, 1990.

DA COSTA, M. A.; DA COSTA, M. F. *Benzeno: uma questão de saúde pública*. Revista Inerciência. Vol. 27, n° 4, abril de 2002.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO – DENATRAN. *Frota de veículos por ano de fabricação, regiões e Unidades da Federação – dezembro de 2012*. Banco de dados em planilha de Excel. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 05 de dezembro de 2012.

_____. *Frota de veículos por ano de fabricação, regiões e Unidades da Federação – 2013*. Banco de dados em planilha de Excel. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota2013.htm>>. Acesso em: 22 de agosto de 2013.

_____. *Tráfego e meio ambiente*. Rio de Janeiro, 1980.

DUARTE, D. *Avaliação das emissões atmosféricas causadas por motocicletas no estado do Rio de Janeiro e benefícios ambientais do uso de tração elétrica nestes veículos*. [dissertação de mestrado]. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, abril de 2006, 126 p.

ECKHOFF, P.; BRAVERMAN, T. *Addendum to the User's Guide to CAL3QHC Version 2.0: CAL3QHCR User's Guide*. USEPA, Office of Air Quality Planning and Standards, North Carolina, September of 1995.

ESKRIDGE, R.; THOMPSON, R. *Wake of a block vehicle in a shear-free boundary flow: Experimental and theoretical study of the*. Atmospheric Environment 16, 1982, p. 2821-2836.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA (SENADO). *The Clean Air Act. As amended through P.L. 108-201*. Estados Unidos da América, Fevereiro de 2004.

FERREIRA, M. *Simulação do transporte de poluentes atmosféricos na Bacia Aérea III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro via o modelo AERMOD*. Tese submetida ao corpo docente da coordenação do programa de pós-graduação de engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em ciências em Engenharia Mecânica. Rio de Janeiro, abril de 2005. 193 p.

FETRANSPOR. *Melhor qualidade de ar para nossa cidade*. Convênio Selo Verde, 2009.

FINLAYSON-PITTS, B.; PITTS JR, J. *Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments, and applications*. Academic Press, 1 Edition, 1999. 969 p.

GANGULY, R.; BRODERICK, B. *Performance evaluation and sensitivity analyses of the general finite line source model for CO concentrations adjacent to motorways: A note*. Transportation Research Part D 13, 2008, p.198-205.

GODISH, T. *Air Quality*. 2nd edition. Lewis Publishers (Chelsea, Mich.) 1991.

GOKHALE, S.; KHARE, M. *A review of deterministic, stochastic and hybrid vehicular exhaust emission models*. International Journal of Transport Management, 2004; 2(2):59-74.

GOKHALE, S.; RAOKHANDE, N. *Performance evaluation of air quality models for predicting PM₁₀ and PM_{2,5} concentrations at urban traffic intersection during winter period*. Science of the Total Environment 394, 2008, p. 9-24

HANNA, S.; SCHULMAN, L.; PAINE, R.; PLEIM, J.; BAER, M. *Development and Evaluation of the Offshore and Coastal Dispersion Model*. Journal of the Air Pollution Control Association, 1985. 35:10, 1039-1047.

HÄRKÖNEN, J. *Regulatory dispersion modeling of traffic-originated pollution*. Finnish Meteorological Institute, Contributions N° 38, FMI-CONT-38. University Press, Helsinki, 2002. 103p.

HÄRKÖNEN, J.; VALKONEN, E.; KUKKONEN, J.; RANTAKRANS, E.; JALKANEN, L.; LATHINEN, K. *An operational dispersion model for predicting pollution from a road*. Journal of Environmental Pollution. 4-6, 1995, p. 602-610.

HEALTH CANADA. *Health Canada*. Disponível em <http://www.hc-sc.gc.ca/hecssesc/air_quality>. Canadá, 2003. Acesso em: 09 de setembro de 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *IBGE Cidades@*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php>>. Acesso em: 15 de agosto de 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. *Programas de controle de emissões veiculares*. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/programa-proconve>>. Acesso em agosto de 2013.

_____. *1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Diretoria de Mudanças Climáticas. Brasília, 2010.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE – INEA (RIO DE JANEIRO). *Relatório anual da qualidade do ar do estado do Rio de Janeiro*. DIMAM – Diretoria de Informação e Monitoramento Ambiental. Rio de Janeiro, 2009.

_____. *Resolução INEA/PRES n° 67 de 25 de fevereiro de 2013. Aprova a metodologia para elaboração de Inventários de Emissão Atmosférica por Veículos Automotores em escala regional para aplicação no Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 2013.

INSTITUTO MUNICIPAL DE URBANISMO PEREIRA PASSOS – IPP. *Restituição topográfica – Folha 285A*. Planta em formato CAD. Rio de Janeiro, 2004.

_____. IPP. *Armazém de Dados: Bairros cariocas*. Disponível em: <http://portalgeo.rio.rj.gov.br/bairroscariocas/index_bairro.htm>. Acesso em: 15 de agosto de 2013.

KAIMAL, J., FINNIGAN, J. *Atmospheric Boundary Layer Flows: Their Structure and Measurement*, Oxford University Press, New York, 1994.

KAUHANIEMI, M.; KUKKONEN, J.; HÄRKÖNEN, J.; NIKMO, J.; KANGAS, L.; OMSTEDT, G.; KETZEL, M.; KOUSA, A.; HAAKANA, M.; KARPPINEN, A. *Evaluation of a road dust suspension model for predicting the concentration of PM₁₀ in a street canyon*. *Atmospheric Environment* 45, 2011, p. 3646-3654.

KENTY, K.; POOR, N.; KRONMILLER, K.; MCCLENNY, W.; KING, C.; ATKESON, T.; CAMPBELL, S. *Application of CALINE4 to roadside NO/NO₂ transformations*. *Atmospheric Environment* 41, 2007, p. 4270-4280.

KWONG, K.; KAVALER, R.; RAJAGOPAL, R.; VARAIYA, P. *Real-time measurement of link vehicle count and travel time in a road network*. *IEEE Transactions on intelligent transportation system*, Vol. 11, No 4, Dezembro de 2010.

LACERDA, A.; LEROUX, T.; MORATA, T. *Efeitos ototóxicos da exposição ao monóxido de carbono: uma revisão*. *Pró-Fono Revista de Atualização Científica, Barueri (SP)*, vol. 17, n. 3, set-dez de 2005.

LEVITIN, J.; HÄRKÖNEN, J.; KUKKONEN, J.; NIKMO, J. *Evaluation of the CALINE4 and CAR-FMI models against measurements near a major road*. *Atmospheric Environment* 39, 2005, p. 4439-4452.

LOUREIRO, L. *Panorâmica sobre emissões atmosféricas estudo de caso: avaliação do inventário emissões atmosféricas da região metropolitana do rio de janeiro para fontes móveis* [dissertação de mestrado]. Programa de Pós-graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. 144 p.

LUHAR A.; PATIL, R. *A general finite line source model for vehicular pollution prediction*. *Atmospheric Environment* 23, 1989, p. 555-562.

MARMUR, A.; MAMANE, Y. *Comparison and evaluation of several mobile-source and line-source models in Israel*. Transportation Research Part D 8 2003, p. 249-265.

MARTINS, J. A. *Qualidade ambiental urbana para todos*. Revista CREA RJ, nº 24, maio/junho de 1999. Rio de Janeiro, 1999.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários – Relatório Final*. Brasília, 2011.

MONITORAR-RIO. *Programa de Monitoramento da Qualidade do Ar – Estações de Monitoramento da qualidade do ar do Monitorar-Rio*. Cartilha de educação ambiental. Rio de Janeiro, 2012.

_____. *Programa de Monitoramento da Qualidade do Ar*. Disponível em: <<http://infoper.homeip.net:8800/smac/institucional/index.html>>. Acesso em: 05 de dezembro de 2013.

MOREIRA, D.; TIRIBIASSI, T. *Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental*. Ambiente & Sociedade – Vol. VII nº 2 – julho/dezembro de 2004.

MYRUP, L.; RANZIERI, A. *A consistente scheme for estimating diffusivities to be used in air quality models*. FHWA-CA-TL-7169-76-32. Office of Transportation Laboratory – California Department of Transportation, Sacramento, California, junho de 1976. p. 73.

NAGENDRA, S.; KHARE, M. *Line source emission modeling—review*. Atmospheric Environment, v. 36, nº.13, 2002. p. 2083–98.

NOKES, W.; BENSON, P. *Development of worst case meteorology criteria*. State of California, Dept. of Transportation, Division of Facilities Construction, Office of Transportation Laboratory. Estados Unidos, 1985. 79 p.

NOLL, K.; MILLER, T.; CLAGGETT, M. *A comparison of three highway line source dispersion models*. Atmospheric Environment 12, 1978, p. 1323-1329.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. *Key Environmental Indicators*. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/37551205.pdf>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2013. Paris, France, 2008.

ORLANDO, J.; ALVIM, D.; YAMAZAKI, A.; CORREA, S.; GATTI, L. *Ozone precursors for the São Paulo Metropolitan Area*. *Science of the Total Environment*, 408, 2010, p. 1612-1620.

PASQUILL, F.: *The estimation of the dispersion of windborne material*. *Meteorol.Mag.*, 1961, 90, 33-49.

PATTERSON, R.; RECORD, F. *Monitoring and analysis of carbon monoxide and traffic characteristics at Oakbrook*. CGA Corporation, CGA Technology Division. EPA-450/3-74-058. Prepared for Environmental Protection Agency, Office of Air and Waste Management. Bedford, Massachusetts, 1974.

PEACE, H.; OWEN, B.; RAPER, D. *Comparison of road traffic emission factor and testing by comparison of modeled and measured ambient air quality data*. *Science of Total Environment*, 2004, p. 385-395.

PEPPER, I.; GERBA, C.; BRUSSEAU, M. *Environmental & pollution science*. Second Edition. Academic Press, Elsevier. Grã-Bretanha, 2006.

PERMADI, D.; OANH, N. *Episodic ozone air quality in Jakarta in relation to meteorological conditions*. *Atmospheric Environment* 42, 2008, p. 6806-6815.

PIERSON, W.; GERTLER, A.; ROBINSON, N.; SAGEBIEL, J.; ZIELINSKA, B.; BISHOP, G.; STEDMAN, D.; ZWEIDINGER, R.; RAY, W. *Real-world automotive emissions - summary of studies in the Fort McHenry and Tuscadora Mountain tunnels*. *Atmospheric Environment* 30, 1996. p. 2233-2256.

RAO, S.; KEENAN, M. *Suggestions for improvement of the EPA-HIWAY model*. *Journal of Air Pollution* 30, 1980. p. 247-256.

RAO, S.; SISTLA, G.; ESKRIDGE, R.; PETERSEN, W. *Turbulent diffusion behind vehicles: evaluation of roadway models*. Atmospheric Environment 20, 1986, p. 1095-1103.

RIBEIRO, A. *Estudo de correlação das internações hospitalares por câncer, poluição relacionada ao tráfego e nível sócio-econômico (sic) no município de São Paulo* [dissertação de mestrado]. Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo, 2011. 113 p.

RIBEIRO, B. *Altura da camada de mistura na cidade do Rio de Janeiro*. In: Anuário do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Vol. 02, ano 1978. Editores: BECKER, B.; LACORTE, M. ISSN: 0101-9759. Rio de Janeiro, 1978.

RIO DE JANEIRO (ESTADO). *Lei complementar nº 133, de 15 de dezembro de 2009. Altera a lei complementar nº. 87, de 16 de dezembro de 1997, com a nova redação dada pela lei complementar nº. 97, de 2 de outubro de 2001, a lei complementar nº. 89, de 17 de julho de 1998, a lei complementar nº 105, de 4 de julho de 2002, e a lei complementar nº 130, de 21 de outubro de 2009, e dá outras providências, na forma que menciona*. Rio de Janeiro, 15 de dezembro de 2009.

SALA, J. *Valoração dos Custos Ambientais Relacionados à Saúde – Estudo de Caso: Setor de Transportes da Cidade de São Paulo* [dissertação de mestrado]. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999.

SALDIVA, P. et al. *Emissões de Poluentes Atmosféricos por Fontes Móveis e Estimativa dos Efeitos em Saúde em 6 Regiões Metropolitanas Brasileiras*. Versão 3 [relatório]. Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental (LAPAE) – Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (FMUSP), São Paulo, 2007. 70p.

SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE – SMAC. *Dados horários de monitoramento da qualidade do ar rede MonitorAr - estação de Bangu – Anos 2012 e 2013*. Planilha em formato Excel®. Rio de Janeiro, 2014.

SEINFELD, J.; PANDIS, S. *Atmospheric chemistry and physics. From air pollution to climate change*. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, 2006.

SHARMA, P.; KHARE, M. *Modeling of vehicular exhausts - a review*. Transportation Research Part D. Volume 6, p. 179-198. Índia, 2001.

SIMERJ - SISTEMA DE METEOROLOGIA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. *Normal Climatológica 1961-1990 Estação Rio de Janeiro/INMET*. Disponível em <http://www.simerj.com/clima_normais/precip_rj.gif>. Figura. Acesso em julho de 2012.

SIVACOUMAR, R.; THANASEKARAN, K. *Comparison and Performance evaluation of models used for vehicular pollution prediction*. Journal of Environmental Engineering, Vol. 127, N° 6, 2001.

STULL, R. *Meteorology today for scientists and engineers*. St. Paul, Minesota. West Publishing Company, 1995.

TACO, G. *Desenvolvimento de uma metodologia para identificar espacialmente os níveis de emissão de gases derivados de veículos automotores nas áreas urbanas* [dissertação de mestrado. Publicação T.DM-016A/2006. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, agosto de 2006. 156 p.

TASEIKO, O., MIKHAILUTA, S.; PITT, A.; LEZHENIN A.; ZAKHAROV, Y. *Air Pollution Dispersion within urban street canyons*. Atmospheric Environment 43, 2009, p. 245-252.

TAVARES, F. V. *Estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte utilizando simulação numérica*. [dissertação de mestrado]. Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear. Belo Horizonte, 2009. 120 p.

TEIXEIRA, J. R. *Impacto do aterro controlado Morro do Céu na atmosfera* [dissertação de mestrado]. Programa de Pós-graduação em Química, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009. 120 p.

TOLEDO, G. I. *Avaliação da exposição da população à poluição relacionada ao tráfego no município de São Paulo* [tese de doutorado]. Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.

TREBS, I.; BOHN, B.; AMMANN, C.; RUMMEL, U.; BLUMTHALER, M.; KOENIGSTEDT, R.; MEIXNER, F.; FAN, S.; ANDREAE, M. *Relationship between the NO₂ photolysis frequency and the solar global irradiance*. Atmospheric Measurement Techniques Discussions – AMTD. 2, 1537 – 1573, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Air Emission Sources. Nitrogen Oxides*. Disponível em: <http://www.epa.gov/cgi-bin/broker?_service=data&_debug=0&_program=dataprog.national_1.sas&polchoice=NOX>. Acesso em: 27 de março de 2013b.

_____. *Draft User's Guide to Part5: a program for calculating particle emissions from motor vehicles*. EPA-AA-AQAB-94-2. Office of Mobile Sources, National Motor Vehicle and Fuels Emission Laboratory, Michigan, 1995.

_____. *Guideline for modeling carbon monoxide from roadway intersections*. EPA-454/R-92-005. Office of Air Quality Planning and Standards, North Carolina, novembro de 1992a.

_____. *Preferred/ recommended models*. Disponível em: <http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2013a.

_____. *Protocol for determining the best performing model*. EPA-454/R/92-025. Office of Air Quality Planning and Standards, North Carolina, novembro de 1992b.

_____. *The 2011 National Emission Inventory*. Technology Transfer Network, Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors. Estados Unidos, 2011.

_____. *Volatile Organic Compounds (VOCs)*. Disponível em: < <http://www.epa.gov/iaq/voc2.html> >. Acesso em: 15 de fevereiro de 2014.

VALLERO, D. (Ed.). *Fundamentals of air pollution* – 4ª Edição. Elsevier Inc, Estados Unidos da América, 2008.

VAZ DE MELO, C. *Desenvolvimento de uma metodologia para determinar os níveis de emissão de escapamento de veículos automotores leves do Ciclo Otto em condições reais de*

operação [dissertação de mestrado]. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, DF, 2004.

WANG, Y.; DENBLEYKER, A., BULLER, E.; ALLEN, D.; ZHANG, K. *Modeling the chemical evolution of nitrogen oxides near roadways*. Atmospheric Environment 45, 2011, p. 43-52.

WARD, C.; RANZIERI, A.; SHIRLEY, E. *CALINE 2: an improved microscale model for the dispersion of air pollutants from a line source*. Federal Highway Administration Report, FHWA-RD-77-74, Washington, DC, 1977

WINDFINDER. *Rosa dos ventos – direção e distribuição dis vebtis na estação Galeão – Ilha do Governador*. Dados baseados em observações feitas entre 10/2002 - 9/2013 diariamente das 7 am às 7 pm, hora local. Disponível em: <http://pt.windfinder.com/windstats/windstatistic_galeao_ilha_governador.htm>. Acesso em: 08 de outubro de 2013.

YURA, E.; KEAR, T.; NIEMEIER, D. *Using CALINE dispersion to assess vehicular PM_{2,5} emissions*. Atmospheric Environment 41, 2007, p. 8747-8757.

ZHUANG, P.; SHANG, Y.; HUA, B. *Statistical methods to estimate vehicle count using traffic cameras*. Multidim Syst Sign Process, vol. 20, 2009. p 121-133.

ZIMMERMAN, J.; THOMPSON, R. *User's Guide for HIWAY, a highway air pollution model*. EPA-650/4-74-008. Environmental Monitoring Series, 1975.

ANEXO A

Fatores de emissão médios relacionados a veículos novos

Extraído de Emissões veiculares no estado de São Paulo 2012 (CETESB, 2013)

Fatores médios de emissão de veículos leves novos¹(continua)

Ano	Combustível	Fase Proconve	CO	HC			NOx	RCHO	CO ₂	Autonomia ²	MP
			(g/km)	Total (g/km)	NMHC (g/km)	CH ₄ ³ (g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)	(km/L)	(g/km)
1980 - 1983	Gasolina C ⁴	-	33,00	3,00	2,55	0,45	1,40	0,0500	nd	nd	0,0024
	Etanol		18,00	1,60	1,36	0,24	1,00	0,1600	nd	nd	nd
1984 - 1985	Gasolina C	-	28,00	2,40	2,04	0,36	1,60	0,0500	nd	nd	0,0024
	Etanol		16,90	1,60	1,36	0,24	1,20	0,1800	nd	nd	nd
1986 - 1987	Gasolina C	-	22,00	2,00	1,70	0,30	1,90	0,0400	nd	nd	0,0024
	Etanol		16,00	1,60	1,36	0,24	1,80	0,1100	nd	nd	nd
1988	Gasolina C	L1	18,50	1,70	1,45	0,26	1,80	0,0400	nd	nd	0,0024
	Etanol		13,30	1,70	1,45	0,26	1,40	0,1100	nd	nd	nd
1989	Gasolina C	L1	15,20	1,60	1,36	0,24	1,60	0,0400	nd	nd	0,0024
	Etanol		12,80	1,60	1,36	0,24	1,10	0,1100	nd	nd	nd
1990	Gasolina C	L1	13,30	1,40	1,19	0,21	1,40	0,0400	nd	nd	0,0024
	Etanol		10,80	1,30	1,11	0,20	1,20	0,1100	nd	nd	nd
1991	Gasolina C	L1	11,50	1,30	1,11	0,20	1,30	0,0400	nd	nd	0,0024
	Etanol		8,40	1,10	0,94	0,17	1,00	0,1100	nd	nd	nd
1992	Gasolina C	L2	6,20	0,60	0,51	0,09	0,60	0,0130	nd	nd	0,0024
	Etanol		3,60	0,60	0,51	0,09	0,50	0,0350	nd	nd	nd
1993	Gasolina C	L2	6,30	0,60	0,51	0,09	0,80	0,0220	nd	nd	0,0024
	Etanol		4,20	0,70	0,60	0,11	0,60	0,0400	nd	nd	nd
1994	Gasolina C	L2	6,00	0,60	0,45	0,15	0,70	0,0360	nd	nd	0,0024
	Etanol		4,60	0,70	0,51	0,19	0,70	0,0420	nd	nd	nd
1995	Gasolina C	L2	4,70	0,60	0,45	0,15	0,60	0,0250	nd	nd	0,0024
	Etanol		4,60	0,70	0,51	0,19	0,70	0,0420	nd	nd	nd
1996	Gasolina C	L2	3,80	0,40	0,30	0,10	0,50	0,0190	nd	nd	0,0024
	Etanol		3,90	0,60	0,44	0,16	0,70	0,0400	nd	nd	nd
1997	Gasolina C	L3	1,20	0,20	0,15	0,05	0,30	0,0070	nd	nd	0,0011
	Etanol		0,90	0,30	0,22	0,08	0,30	0,0120	nd	nd	nd
1998	Gasolina C	L3	0,79	0,14	0,11	0,03	0,23	0,0040	nd	nd	0,0011
	Etanol		0,67	0,19	0,14	0,05	0,24	0,0140	nd	nd	nd
1999	Gasolina C	L3	0,74	0,14	0,11	0,03	0,23	0,0040	nd	nd	0,0011
	Etanol		0,60	0,17	0,12	0,05	0,22	0,0130	nd	nd	nd
2000	Gasolina C	L3	0,73	0,13	0,10	0,03	0,21	0,0040	nd	nd	0,0011
	Etanol		0,63	0,18	0,13	0,05	0,21	0,0140	nd	nd	nd
2001	Gasolina C	L3	0,48	0,11	0,08	0,03	0,14	0,0040	nd	nd	0,0011
	Etanol		0,66	0,15	0,11	0,04	0,08	0,0170	nd	nd	nd
2002	Gasolina C	L3	0,43	0,11	0,08	0,03	0,12	0,0040	198	10,9	0,0011
	Etanol		0,74	0,16	0,12	0,04	0,08	0,0170	191	7,2	nd
2003	Gasolina C	L3	0,40	0,11	0,08	0,03	0,12	0,0040	194	11,2	0,0011
	Etanol		0,77	0,16	0,12	0,04	0,09	0,0190	183	7,5	nd
	Flex-Gasol.C	L3	0,50	0,05	0,04	0,01	0,04	0,0040	210	10,3	0,0011
	Flex-Etanol		0,51	0,15	0,11	0,04	0,14	0,0200	200	6,9	nd
2004	Gasolina C	L3	0,35	0,11	0,08	0,03	0,09	0,0040	190	11,4	0,0011
	Etanol		0,82	0,17	0,12	0,05	0,08	0,0160	160	8,6	nd
	Flex-Gasol.C	L3	0,39	0,08	0,06	0,02	0,05	0,0030	201	10,8	0,0011
	Flex-Etanol		0,46	0,14	0,10	0,04	0,14	0,0140	190	7,3	nd

nd: não disponível

Continuação de fatores médios de emissão de veículos leves novos¹(continuação)

Ano	Combustível	Fase Proconve	CO	HC			NOx	RCHO	CO ₂	Autonomia ²	MP
			(g/km)	Total (g/km)	NMHC (g/km)	CH ₄ ³ (g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)	(km/L)	(g/km)
2005	Gasolina C	L4	0,34	0,10	0,08	0,02	0,09	0,0040	192	11,3	0,0011
	Etanol		0,82	0,17	0,12	0,05	0,08	0,0160	160	8,6	nd
	Flex-Gasol.C		0,45	0,11	0,08	0,03	0,05	0,0030	188	11,5	0,0011
	Flex-Etanol		0,39	0,14	0,10	0,04	0,10	0,0140	180	7,7 ⁵	nd
2006	Gasolina C	L4	0,33	0,08	0,06	0,02	0,08	0,0020	192	11,3	0,0011
	Etanol		0,67	0,12	0,09	0,03	0,05	0,0140	200	6,9	nd
	Flex-Gasol.C		0,48	0,10	0,08	0,02	0,05	0,0030	185	11,7	0,0011
	Flex-Etanol		0,47	0,11	0,08	0,03	0,07	0,0140	177	7,8	nd
2007 ⁶	Gasolina C	L4	0,33	0,08	0,06	0,02	0,08	0,0020	192	11,3	0,0011
	Etanol ⁷		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Flex-Gasol.C		0,48	0,10	0,08	0,02	0,05	0,0030	185	11,7	0,0011
	Flex-Etanol		0,47	0,11	0,08	0,03	0,07	0,0140	177	7,8	nd
2008	Gasolina C	L4	0,37	0,04	0,03	0,01	0,04	0,0014	223	9,74	0,0011
	Flex-Gasol.C		0,51	0,07	0,05	0,02	0,04	0,0020	185	11,7	0,0011
	Flex-Etanol		0,71	0,05	0,04	0,01	0,05	0,0152	187	7,38	nd
2009	Gasolina C	L5	0,24	0,03	0,023	0,007	0,02	0,0018	222	9,9	0,0011
	Flex-Gasol.C		0,32	0,04	0,034	0,006	0,03	0,0019	178	11,5	0,0011
	Flex-Etanol		0,53	0,07	0,044	0,026	0,03	0,0113	169	7,8	nd
2010	Gasolina C	L5	0,22	0,03	0,023	0,007	0,03	0,0015	208	10,4	0,0011
	Flex-Gasol.C		0,28	0,04	0,031	0,009	0,03	0,0015	177	12,2	0,0011
	Flex-Etanol		0,51	0,09	0,040	0,050	0,04	0,0093	171	8,3	nd
2011	Gasolina C	L5	0,26	0,04	0,027	0,013	0,03	0,0020	198	11,2	0,0011
	Flex-Gasol.C		0,28	0,04	0,032	0,008	0,03	0,0010	178	12,2	0,0011
	Flex-Etanol		0,49	0,09	0,048	0,042	0,03	0,0090	170	8,6	nd
2012	Gasolina C	L5	0,25	0,04	0,014	0,026	0,03	0,0017	195	11,3	0,0011
	Flex-Gasol.C		0,27	0,04	0,026	0,014	0,03	0,0014	180	12,2	0,0011
	Flex-Etanol		0,47	0,09	0,062	0,028	0,03	0,0082	173	8,5	nd

1 –A partir de 2009, valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

2 - De 2002 a 2010 valores calculados a partir dos fatores de emissão médios de CO₂, CO e HC. A partir de 2011 valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

3 -Ver metodologia apresentada no item 2.6 deste relatório

4 - Gasolina C: 78% + 22% Etanol anidro (v/v)

5- No relatório de 2005, consta erroneamente o valor de 8,6km/L.

6 - Repetidos os valores de 2006

7- Os modelos dedicados a Etanol foram descontinuados em 2007

2009 a 2011 - valores modificados com relação às publicações em anos anteriores

nd: não disponível

Fatores médios de emissão de comerciais leves novos¹

Ano	Combustível	Fase Proconve	CO	HC			NOx	RCHO	CO ₂	MP	Autonomia ²
			(g/km)	Total (g/km)	NMHC (g/km)	CH ₄ ³ (g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)	(km/L)
2008	Diesel	L4	0,30	0,060	0,046	0,014	0,75	nd	nd	0,057	nd
2009	Gasolina C ⁴	L4	0,22	0,020	0,019	0,001	0,03	0,0014	231	0,0011	8,3
	Flex-Gasol.C		0,22	0,070	0,038	0,032	0,03	0,0014	224	0,0011	8,3
	Flex-Etanol		0,46	0,019	0,014	0,005	0,03	0,0113	208	nd	6,9
	Diesel		0,28	0,033	0,025	0,008	0,68	nd	269	0,060	9,5
2010	Gasolina C	L5	0,26	0,031	0,023	0,008	0,02	0,0016	246	0,0011	8,8
	Flex-Gasol.C		0,20	0,060	0,011	0,049	0,04	0,0010	266	0,0011	8,2
	Flex-Etanol		0,47	0,031	0,023	0,008	0,04	0,0073	245	nd	6,8
	Diesel	L4	0,21	0,070	0,050	0,020	0,72	nd	265	0,068	8,3
2011	Gasolina C	L5	0,30	0,030	0,024	0,006	0,02	0,0018	224	0,0011	9,9
	Flex-Gasol.C		0,23	0,040	0,029	0,011	0,03	0,0015	241	0,0011	9,0
	Flex-Etanol		0,68	0,090	0,037	0,053	0,02	0,0090	234	nd	6,3
	Diesel	L4	0,15	0,047	0,043	0,004	0,61	nd	263	0,052	9,8
2012	Gasolina C	L5	0,28	0,025	0,019	0,006	0,01	0,0019	222	0,0011	9,9
	Flex-Gasol.C		0,24	0,038	0,029	0,009	0,04	0,0024	243	0,0011	9,1
	Flex-Etanol		0,73	0,101	0,056	0,045	0,05	0,0103	238	nd	6,2
	Diesel		0,05	0,029	0,017	0,012	0,31	nd	254	0,020	10,5

1 –A partir de 2009, valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

2 - De 2002 a 2010 valores calculados a partir dos fatores de emissão médios de CO₂, CO e HC. A partir de 2011 valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

3 - Ver metodologia apresentada no item 2.6 deste relatório

4 - Gasolina C: 78% + 22% Etanol anidro (v/v)

nd: não disponível

2009 a 2011 - valores modificados com relação às publicações em anos anteriores

Fator de emissão deteriorado para veículos leves do ciclo Otto em 2012

Ano	CO (g/km)				NOx (g/km)				NMHC escapamento (g/km)				RCHO escapamento (g/km)					
	Gasolina		Etanol		Flex		Gasolina		Etanol		Flex		Gasolina		Etanol		Flex	
	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol
	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado
1962	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1963	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1964	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1965	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1966	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1967	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1968	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1969	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1970	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1971	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1972	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1973	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1974	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1975	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1976	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1977	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1978	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd	nd	
1979	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1980	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1981	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1982	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1983	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1984	33,60	20,28	nd	nd	1,60	1,20	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1985	33,60	20,28	nd	nd	1,60	1,20	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd	nd	
1986	26,40	19,20	nd	nd	1,90	1,80	nd	nd	2,04	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd	nd	
1987	26,40	19,20	nd	nd	1,90	1,80	nd	nd	2,04	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd	nd	
1988	22,20	15,96	nd	nd	1,80	1,40	nd	nd	1,73	1,73	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd	nd	
1989	18,24	15,36	nd	nd	1,60	1,10	nd	nd	1,63	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd	nd	
1990	15,96	12,96	nd	nd	1,40	1,20	nd	nd	1,43	1,33	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd	nd	
1991	13,80	10,03	nd	nd	1,30	1,00	nd	nd	1,33	1,12	nd	nd	0,0480	0,126	nd	nd	nd	
1992	7,44	4,27	nd	nd	0,60	0,50	nd	nd	0,61	0,61	nd	nd	0,0156	0,041	nd	nd	nd	
1993	7,56	4,95	nd	nd	0,80	0,60	nd	nd	0,61	0,70	nd	nd	0,0264	0,047	nd	nd	nd	
1994	6,94	4,98	nd	nd	0,81	0,73	nd	nd	0,53	0,55	nd	nd	0,0383	0,046	nd	nd	nd	
1995	5,61	4,96	nd	nd	0,70	0,73	nd	nd	0,53	0,55	nd	nd	0,0272	0,046	nd	nd	nd	
1996	4,68	4,24	nd	nd	0,60	0,73	nd	nd	0,38	0,48	nd	nd	0,0211	0,044	nd	nd	nd	
1997	2,04	1,21	nd	nd	0,40	0,33	nd	nd	0,22	0,25	nd	nd	0,0090	0,015	nd	nd	nd	
1998	1,59	0,96	nd	nd	0,32	0,27	nd	nd	0,18	0,17	nd	nd	0,0059	0,017	nd	nd	nd	
1999	1,50	0,86	nd	nd	0,32	0,24	nd	nd	0,17	0,15	nd	nd	0,0058	0,016	nd	nd	nd	
2000	1,45	0,86	nd	nd	0,29	0,23	nd	nd	0,16	0,16	nd	nd	0,0057	0,017	nd	nd	nd	
2001	1,15	0,86	nd	nd	0,22	0,10	nd	nd	0,14	0,13	nd	nd	0,0056	0,019	nd	nd	nd	
2002	1,05	0,91	nd	nd	0,19	0,10	nd	nd	0,14	0,14	nd	nd	0,0055	0,019	nd	nd	nd	
2003	0,97	0,91	1,07	0,88	0,19	0,10	0,11	0,17	0,13	0,13	0,09	0,15	0,0054	0,021	0,0054	0,0240		
2004	0,87	0,93	0,91	0,80	0,15	0,09	0,11	0,17	0,13	0,14	0,11	0,14	0,0053	0,017	0,0043	0,0176		
2005	0,81	0,89	0,92	0,69	0,14	0,09	0,10	0,13	0,12	0,13	0,12	0,14	0,0051	0,017	0,0041	0,0173		
2006	0,74	0,71	0,89	0,74	0,13	0,05	0,10	0,09	0,10	0,09	0,11	0,11	0,0030	0,014	0,0040	0,0169		
2007	0,69	nd	0,84	0,70	0,12	nd	0,09	0,09	0,09	nd	0,11	0,11	0,0029	nd	0,0039	0,0165		
2008	0,67	nd	0,81	0,90	0,07	nd	0,07	0,07	0,07	nd	0,09	0,07	0,0021	nd	0,0027	0,0171		
2009	0,53	nd	0,56	0,71	0,05	nd	0,06	0,05	0,05	nd	0,05	0,05	0,0023	nd	0,0030	0,0120		
2010	0,40	nd	0,45	0,62	0,04	nd	0,05	0,05	0,03	nd	0,04	0,08	0,0018	nd	0,0019	0,0085		
2011	0,36	nd	0,38	0,56	0,04	nd	0,04	0,04	0,04	nd	0,04	0,08	0,0023	nd	0,0013	0,0097		
2012	0,29	nd	0,31	0,49	0,03	nd	0,03	0,03	0,02	nd	0,03	0,06	0,0018	nd	0,0011	0,0084		

nd: não disponível

Fator de emissão deteriorado para comerciais leves do ciclo Otto em 2012

Ano	CO (g/km)				NOx (g/km)				NMHC escapamento (g/km)				RCHO escapamento (g/km)			
	Gasolina	Etanol	Flex		Gasolina	Etanol	Flex		Gasolina	Etanol	Flex		Gasolina	Etanol	Flex	
	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol	Gasolina	Etanol
	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado	C	Hidratado
1962	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1963	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1964	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1965	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1966	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1967	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1968	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1969	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1970	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1971	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1972	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1973	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1974	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1975	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1976	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1977	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1978	39,60	nd	nd	nd	1,40	nd	nd	nd	3,06	nd	nd	nd	0,0600	nd	nd	nd
1979	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1980	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1981	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1982	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1983	39,60	21,60	nd	nd	1,40	1,00	nd	nd	3,06	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1984	33,60	20,28	nd	nd	1,60	1,20	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1985	33,60	20,28	nd	nd	1,60	1,20	nd	nd	2,45	1,63	nd	nd	0,0600	0,132	nd	nd
1986	26,40	19,20	nd	nd	1,90	1,80	nd	nd	2,04	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd
1987	26,40	19,20	nd	nd	1,90	1,80	nd	nd	2,04	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd
1988	22,20	15,96	nd	nd	1,80	1,40	nd	nd	1,73	1,73	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd
1989	18,24	15,36	nd	nd	1,60	1,10	nd	nd	1,63	1,63	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd
1990	15,96	12,96	nd	nd	1,40	1,20	nd	nd	1,43	1,33	nd	nd	0,0480	0,132	nd	nd
1991	13,80	10,03	nd	nd	1,30	1,00	nd	nd	1,33	1,12	nd	nd	0,0480	0,116	nd	nd
1992	7,44	4,27	nd	nd	0,60	0,50	nd	nd	0,61	0,61	nd	nd	0,0156	0,041	nd	nd
1993	7,56	4,95	nd	nd	0,80	0,60	nd	nd	0,61	0,70	nd	nd	0,0264	0,047	nd	nd
1994	6,94	4,98	nd	nd	0,81	0,73	nd	nd	0,53	0,55	nd	nd	0,0383	0,046	nd	nd
1995	5,61	4,96	nd	nd	0,70	0,73	nd	nd	0,53	0,55	nd	nd	0,0272	0,046	nd	nd
1996	4,68	4,24	nd	nd	0,60	0,73	nd	nd	0,38	0,48	nd	nd	0,0211	0,044	nd	nd
1997	2,04	1,21	nd	nd	0,40	0,33	nd	nd	0,22	0,25	nd	nd	0,0090	0,015	nd	nd
1998	1,59	0,96	nd	nd	0,32	0,27	nd	nd	0,18	0,17	nd	nd	0,0059	0,017	nd	nd
1999	1,50	0,86	nd	nd	0,32	0,24	nd	nd	0,17	0,15	nd	nd	0,0058	0,016	nd	nd
2000	1,45	0,86	nd	nd	0,29	0,23	nd	nd	0,16	0,16	nd	nd	0,0057	0,017	nd	nd
2001	1,15	0,86	nd	nd	0,22	0,10	nd	nd	0,14	0,13	nd	nd	0,0056	0,019	nd	nd
2002	1,05	0,91	nd	nd	0,19	0,10	nd	nd	0,14	0,14	nd	nd	0,0055	0,019	nd	nd
2003	0,97	0,91	1,07	0,73	0,19	0,10	0,11	0,16	0,13	0,13	0,09	0,13	0,0054	0,021	0,0054	0,0223
2004	0,87	0,93	0,91	0,67	0,15	0,09	0,11	0,16	0,13	0,14	0,11	0,13	0,0053	0,017	0,0043	0,0163
2005	0,81	0,89	0,92	0,59	0,14	0,09	0,10	0,12	0,12	0,13	0,12	0,12	0,0051	0,017	0,0041	0,0162
2006	0,74	0,71	0,89	0,65	0,13	0,05	0,10	0,09	0,10	0,09	0,11	0,10	0,0030	0,014	0,0040	0,0160
2007	0,69	nd	0,84	0,63	0,12	nd	0,09	0,08	0,09	nd	0,11	0,10	0,0029	nd	0,0039	0,0157
2008	0,67	nd	0,81	0,84	0,07	nd	0,07	0,06	0,07	nd	0,09	0,07	0,0021	nd	0,0027	0,0164
2009	0,53	nd	0,56	0,66	0,05	nd	0,06	0,04	0,05	nd	0,05	0,04	0,0023	nd	0,0030	0,0115
2010	0,49	nd	0,38	0,61	0,03	nd	0,06	0,04	0,03	nd	0,03	0,07	0,0020	nd	0,0018	0,0121
2011	0,40	nd	0,33	0,72	0,03	nd	0,04	0,02	0,03	nd	0,04	0,07	0,0021	nd	0,0018	0,0095
2012	0,32	nd	0,28	0,75	0,01	nd	0,04	0,05	0,02	nd	0,03	0,06	0,0020	nd	0,0025	0,0105

nd: não disponível

ANEXO P- Fatores de emissão e consumo de motores do ciclo diesel em g/kWh¹

Ano	Fase Proconve	Categoria		CO	HC	NOx	MP	Consumo	CO ₂	NH ₃
				(g/kWh)	(g/kWh)	(g/kWh)	(g/kWh)	(gdiesel/kWh)	(g/kWh)	(mg/kg)
até 1999	P2/P3/P4			1,86	0,68	10,70	0,660	nd	nd	nd
2000-2001	P3/P4			1,62	0,54	6,55	0,318	nd	nd	nd
2002-2003	P4			0,85	0,29	6,16	0,120	nd	nd	nd
2004-2008 ⁽²⁾	P4/P5			0,85	0,23	5,42	0,100	nd	nd	nd
2009	P5	Caminhões	Semi-Leves	1,08	0,17	4,45	0,075	nd	nd	nd
			Leves	0,97	0,17	4,70	0,086	nd	nd	nd
			Médios	0,76	0,11	4,56	0,088	nd	nd	nd
			Semi-Pesados	0,87	0,09	4,72	0,080	nd	nd	nd
			Pesados	0,81	0,09	4,65	0,070	nd	nd	nd
		Ônibus	Urbanos	0,98	0,14	4,61	0,081	nd	nd	nd
			Rodoviários	0,51	0,14	4,69	0,070	nd	nd	nd
Comercial Leve		1,36	0,30	4,40	0,095	nd	nd	nd		
2010	P5	Caminhões	Semi-Leves	1,07	0,21	4,47	0,086	nd	nd	nd
			Leves	0,76	0,15	4,57	0,074	nd	nd	nd
			Médios	0,74	0,14	4,61	0,078	nd	nd	nd
			Semi-Pesados	0,83	0,12	4,71	0,090	nd	nd	nd
			Pesados	0,59	0,14	4,64	0,060	nd	nd	nd
		Ônibus	Urbanos	1,05	0,17	4,68	0,084	nd	nd	nd
			Rodoviários	0,55	0,16	4,49	0,072	nd	nd	nd
Comercial Leve		1,82	0,38	4,76	0,106	nd	nd	nd		
2011	P5	Caminhões	Semi-Leves	1,22	0,15	4,50	0,1010	238	1372	nd
			Leves	0,73	0,13	4,36	0,0730	212	1032	nd
			Médios	0,79	0,16	4,68	0,0860	231	835	nd
			Semi-Pesados	0,95	0,09	4,47	0,0810	228	954	nd
			Pesados	0,70	0,13	4,54	0,0620	234	632	nd
		Ônibus	Urbanos	0,90	0,11	4,73	0,0800	225	813	nd
			Rodoviários	0,51	0,16	4,52	0,0600	214	490	nd
Comercial Leve		1,36	0,30	4,19	0,0900	241	717	nd		
(3)	P6									
2012	P7	Caminhões	Semi-Leves	0,01	0,01	1,35	0,0074	243	520	nd
			Leves	0,18	0,04	1,15	0,0110	226	607	4,72
			Médios	0,08	0,01	1,61	0,0116	225	689	9,32
			Semi-Pesados	0,26	0,03	1,56	0,0147	219	666	7,45
			Pesados	0,10	0,01	1,39	0,0122	208	646	2,76
		Ônibus	Urbanos	0,27	0,02	1,29	0,0125	224	728	7,31
			Rodoviários	0,26	0,02	1,36	0,0144	216	696	3,73

1 - A partir de 2009, valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

2 - Valores médios das fases P4 e P5 publicados no RQA 2008

3 - Fase inviabilizada pela indisponibilidade do diesel com baixo teor de enxofre

De 2008 a 2011 - valores modificados com relação às publicações em anos anteriores

Fatores de emissão de veículos pesados com motores do ciclo Diesel em g/km¹ (continua)

Ano	Fase Proconve	Categoria		CO	HC	NOx	MP
				(g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)
até 1999	P2/P3/P4	Caminhões	Semi-Leves	0,76	0,28	4,39	0,271
			Leves	1,25	0,46	7,18	0,443
			Médios	1,25	0,46	7,19	0,444
			Semi-Pesados	2,01	0,74	11,58	0,715
			Pesados	2,01	0,74	11,58	0,715
		Ônibus	Urbanos	3,02	1,10	17,37	1,071
			Rodoviários	2,29	0,84	13,18	0,813
Comercial Leve		0,76	0,28	4,39	0,271		
2000-2001	P3/P4	Caminhões	Semi-Leves	0,69	0,23	2,78	0,135
			Leves	1,12	0,37	4,54	0,220
			Médios	1,12	0,37	4,54	0,221
			Semi-Pesados	1,81	0,60	7,32	0,355
			Pesados	1,81	0,60	7,32	0,355
		Ônibus	Urbanos	2,71	0,90	10,97	0,533
			Rodoviários	2,06	0,69	8,33	0,404
Comercial Leve		0,69	0,23	2,78	0,135		
2002-2003	P4	Caminhões	Semi-Leves	0,37	0,13	2,71	0,053
			Leves	0,61	0,21	4,43	0,086
			Médios	0,61	0,21	4,44	0,086
			Semi-Pesados	0,99	0,34	7,15	0,139
			Pesados	0,99	0,34	7,15	0,139
		Ônibus	Urbanos	1,48	0,50	10,71	0,209
			Rodoviários	1,12	0,38	8,13	0,158
Comercial Leve		0,37	0,13	2,71	0,053		
2004-2008	P4/P5	Caminhões	Semi-Leves	0,36	0,10	2,28	0,042
			Leves	0,58	0,16	3,72	0,069
			Médios	0,58	0,16	3,72	0,069
			Semi-Pesados	0,94	0,25	6,00	0,111
			Pesados	0,94	0,25	6,00	0,111
		Ônibus	Urbanos	1,41	0,38	9,00	0,166
			Rodoviários	1,07	0,29	6,83	0,126
Comercial Leve		0,36	0,10	2,28	0,042		
2009	P5	Caminhões	Semi-Leves	0,45	0,07	1,87	0,030
			Leves	0,66	0,11	3,22	0,060
			Médios	0,52	0,08	3,13	0,060
			Semi-Pesados	0,97	0,09	5,23	0,090
			Pesados	0,90	0,10	5,14	0,080
		Ônibus	Urbanos	1,34	0,2	6,29	0,110
			Rodoviários	0,61	0,16	5,55	0,080
Comercial Leve		0,56	0,12	1,81	0,040		

Fatores de emissão de veículos pesados com motores do ciclo Diesel em g/km¹
(continuação)

Ano	Fase Proconve	Categoria	CO	HC	NOx	MP	
			(g/km)	(g/km)	(g/km)	(g/km)	
2010	P5	Caminhões	Semi-Leves	0,45	0,09	1,88	0,036
			Leves	0,52	0,10	3,14	0,051
			Médios	0,51	0,09	3,17	0,053
			Semi-Pesados	0,91	0,13	5,21	0,100
			Pesados	0,65	0,15	5,13	0,067
		Ônibus	Urbanos	1,43	0,23	6,38	0,115
			Rodoviários	0,65	0,19	5,31	0,085
Comercial Leve		0,82	0,17	2,14	0,048		
2011	P5	Caminhões	Semi-Leves	0,47	0,06	1,74	0,040
			Leves	0,52	0,09	3,10	0,050
			Médios	0,51	0,11	3,06	0,060
			Semi-Pesados	1,01	0,10	4,78	0,090
			Pesados	0,73	0,14	4,73	0,060
		Ônibus	Urbanos	1,20	0,15	6,31	0,110
			Rodoviários	0,62	0,20	5,49	0,070
Comercial Leve		0,48	0,11	1,46	0,030		
(2)	P6						
2012	P7	Caminhões	Semi-Leves	0,00	0,00	0,51	0,003
			Leves	0,12	0,02	0,77	0,007
			Médios	0,05	0,01	1,03	0,008
			Semi-Pesados	0,27	0,03	1,65	0,016
			Pesados	0,11	0,02	1,55	0,014
		Ônibus	Urbanos	0,35	0,03	1,65	0,016
			Rodoviários	0,30	0,03	1,57	0,017

1 - Até 2003, valores obtidos do 1º Inventário Nacional. De 2004 a 2008 valores médios das fases P4 e P5 publicados no RQA 2008 e a partir de 2009 obtidos dos RVEP e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais em g/kwh e convertidos para g/km.

2 - Fase inviabilizada pela indisponibilidade do diesel com baixo teor de enxofre

Fatores médios de emissão de motocicletas e similares¹

Ano	Motor	Fase Proconve	Combustível	CO	HC	NOx	CO ₂	Autonomia
	(Cap.Vol.)			(g/Km)	(g/Km)	(g/Km)	(g/Km)	(km/l)
2003	<= 150 cc	M1	Gasolina	4,79	0,73	0,15	43	nd
	>150 e <=500 cc			7,30	1,17	0,17	82	nd
	>= 501 cc			3,57	0,11	0,11	163	nd
2004	<= 150 cc	M1	Gasolina	6,07	0,82	0,18	47	nd
	>150 e <=500 cc			7,30	1,17	0,17	82	nd
	>= 501 cc			3,67	0,69	0,12	172	nd
2005	<= 150 cc	M1	Gasolina	2,61	0,46	0,16	43	nd
	>150 e <=500 cc			3,14	0,59	0,14	82	nd
	>= 501 cc			1,73	0,40	0,13	145	nd
2006	<= 150 cc	M2	Gasolina	2,24	0,34	0,18	53	nd
	>150 e <=500 cc			1,75	0,38	0,16	65	nd
	>= 501 cc			1,23	0,21	0,05	201	nd
2007	<= 150 cc	M2	Gasolina	1,80	0,32	0,17	60	nd
	>150 e <=500 cc			2,00	0,37	0,15	77	nd
	>= 501 cc			1,32	0,22	0,10	158	nd
2008	<= 150 cc	M2	Gasolina	1,36	0,23	0,12	55	nd
	>150 e <=500 cc			1,72	0,29	0,15	74	nd
	>= 501 cc			1,25	0,19	0,07	132	nd
2009	<= 150 cc	M3	Gasolina	1,09	0,17	0,10	61	nd
	>150 e <=500 cc			1,07	0,12	0,11	87	nd
	>= 501 cc			1,02	0,15	0,11	143	nd
2010	<= 150 cc	M3	Gasolina	0,68	0,17	0,07	52	nd
	> 150 cc			1,14	0,12	0,09	79	nd
	<= 150 cc		Flex-Gasolina	0,75	0,15	0,05	51	nd
	<= 150 cc			Flex-Etanol	0,58	0,16	0,07	51
2011	<= 150 cc	M3	Gasolina	0,61	0,20	0,08	56	38,5
	> 150 cc			1,03	0,11	0,09	71	27,2
	<= 150 cc		Flex-Gasolina	0,76	0,14	0,06	50	42,8
	<= 150 cc			Flex-Etanol	0,68	0,16	0,06	49
2012	<= 150 cc	M3	Gasolina	0,51	0,17	0,08	56	38,7
	> 150 cc			0,99	0,11	0,09	83	26,5
	<= 150 cc		Flex-Gasolina	0,74	0,14	0,04	50	43,2
	<= 150 cc			Flex-Etanol	0,90	0,16	0,04	47

1 - De 2003 a 2009 valores obtidos pelas médias de homologação. Em 2010 e 2011 calculados considerando os valores de homologação ponderada pelas vendas. A partir de 2012, valores obtidos a partir dos Relatórios de Valores de Emissão da Produção (RVEP) e ponderados pelos Relatórios de Vendas anuais.

nd: não disponível

ANEXO B

Formulário de tráfego

Contagem Manual Abreviada

INTERSEÇÃO:

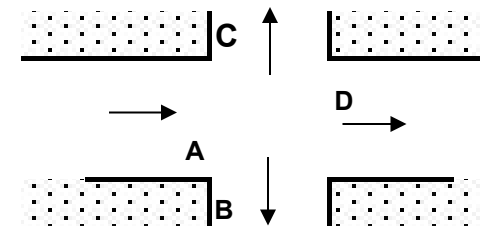
CONTAGEM MANUAL ABREVIADA - PERÍODO DA MANHÃ

DATA: HORA_INI HORA_FIN

CLIMA: chuva s/chuva instável

PESQUISADOR:

Dia_Semana: 2ª 3ª 4ª 5ª 6ª



HORÁRIO	Carro	Caminhonete	Caminhonete	Van	Micro-Onibus	Onibus	Caminhão 2	Caminhão 3	Carreta 4	Carreta 5	Especiais	Moto
		Otto	Diesel									
06:00												
06:30												
07:00												
07:30												
08:00												
08:30												
09:00												
09:30												
10:00												
10:30												
11:00												
11:30												
12:00												

INTERSEÇÃO:

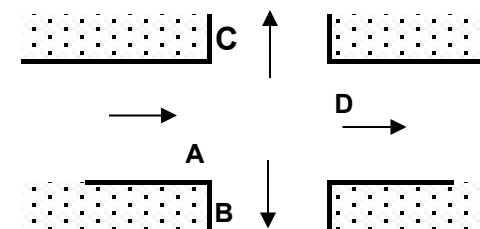
CONTAGEM MANUAL ABREVIADA - PERÍODO DA TARDE

DATA: HORA_INI HORA_FIN

CLIMA: chuva s/chuva instável

PESQUISADOR:

Dia_Semana: 2ª 3ª 4ª 5ª 6ª



HORÁRIO	Carro	Caminhonete	Caminhonete	Van	Micro-Onibus	Onibus	Caminhão 2	Caminhão 3	Carreta 4	Carreta 5	Especiais	Moto
		Otto	Diesel									
12:00												
12:30												
13:00												
13:30												
14:00												
14:30												
15:00												
15:30												
16:00												
16:30												
17:00												
17:30												
18:00												
18:30												
19:00												

ANEXO C

**Valores da contagem veicular obtidos e fatores de emissão para os poluentes
CO e NO_x para cada via que sofreu contagem**

**Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua dos Banguenses
(entre rua Sibéria e Rua Mongólia)**

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	192	64	25	9	0	0	290	896,635	3,092	98,090	0,338
08-09	148	49	21	9	1	0	228	695,200	3,049	88,028	0,386
09-10	150	50	22	7	7	1	237	714,444	3,015	136,027	0,574
10-11	158	53	35	9	9	0	263	770,677	2,930	149,465	0,568
11-12	182	61	39	8	5	0	294	878,323	2,987	128,174	0,436
12-13	283	94	51	17	10	2	457	1359,445	2,977	246,478	0,540
13-14	263	88	44	18	2	0	415	1250,785	3,014	164,075	0,395
14-15	182	61	45	7	2	0	297	887,400	2,988	105,346	0,355
15-16	184	61	29	13	2	0	289	871,202	3,015	119,730	0,414
16-17	195	65	43	10	5	0	318	945,801	2,974	138,802	0,436
17-18	222	74	59	12	4	0	371	1091,567	2,942	148,671	0,401
18-19	195	65	32	7	0	0	299	920,270	3,078	94,782	0,317
19-20	185	62	46	6	0	0	298	896,108	3,007	89,636	0,301

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Mongólia

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	40	13	4	0	0	0	57	182,667	3,205	15,408	0,270
08-09	32	11	3	2	0	0	47	145,593	3,098	17,328	0,369
09-10	8	3	1	2	0	0	13	35,983	2,768	8,066	0,620
10-11	14	5	0	2	0	0	20	60,930	3,047	10,233	0,512
11-12	11	4	1	1	0	0	16	48,717	3,045	6,632	0,414
12-13	20	7	2	1	1	0	30	91,196	3,040	15,683	0,523
13-14	8	3	3	0	0	0	14	41,464	2,962	3,413	0,244
14-15	8	3	5	0	0	0	15	41,415	2,761	3,328	0,222
15-16	28	9	8	5	0	0	50	138,837	2,777	24,107	0,482
16-17	36	12	8	3	1	0	60	175,444	2,924	29,135	0,486
17-18	11	4	3	0	0	0	18	54,756	3,042	4,546	0,253
18-19	8	3	3	1	0	0	15	42,022	2,801	5,980	0,399
19-20	5	2	0	0	0	0	6	19,938	3,323	1,700	0,283

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Rio da Prata

Categoria	FE CO	FE NOx	Fator Correção
Otto Veículo leve	1,771	0,193	
Otto Comercial leve	7,979	0,554	
Motocicletas	1,637	0,099	
Diesel Comercial le	0,558	2,567	
Diesel Caminhão	1,170	7,046	
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908	

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	419	140	30	19	11	76	695	2061,923	2,967	1040,594	1,497
08-09	459	153	49	25	15	99	800	2317,055	2,896	1328,957	1,661
09-10	515	172	52	27	19	80	864	2540,718	2,941	1195,281	1,383
10-11	536	179	49	19	34	94	910	2666,213	2,930	1426,781	1,568
11-12	538	179	59	31	20	98	925	2689,804	2,908	1400,412	1,514
12-13	601	200	87	39	21	81	1029	2990,368	2,907	1286,160	1,250
13-14	535	178	101	42	13	83	952	2717,204	2,854	1233,732	1,296
14-15	508	169	89	22	14	69	871	2543,666	2,920	1039,341	1,193
15-16	534	178	80	28	9	98	927	2693,022	2,905	1315,868	1,419
16-17	561	187	81	42	14	81	966	2798,471	2,897	1228,896	1,272
17-18	606	202	94	55	11	95	1063	3047,152	2,867	1398,123	1,315
18-19	635	212	86	26	7	90	1055	3130,798	2,968	1255,928	1,190
19-20	579	193	92	34	6	80	984	2880,672	2,928	1149,971	1,169

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua dos Estampadores

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	85	28	9	1	1	1	125	393,694	3,150	52,419	0,419
08-09	35	12	5	0	2	1	55	168,440	3,063	37,808	0,687
09-10	36	12	8	4	1	0	61	176,002	2,885	31,702	0,520
10-11	32	11	5	4	4	1	56	156,397	2,793	60,752	1,085
11-12	39	13	4	2	4	0	62	185,140	2,986	48,443	0,781
12-13	52	17	3	5	3	0	81	242,727	2,984	57,146	0,703
13-14	52	17	5	2	2	0	78	240,928	3,089	39,265	0,503
14-15	32	11	5	0	0	0	47	147,751	3,144	12,392	0,264
15-16	22	7	7	1	0	0	37	108,384	2,929	11,474	0,310
16-17	34	11	9	0	0	0	54	164,268	3,042	13,637	0,253
17-18	63	21	11	0	0	0	95	297,139	3,128	24,882	0,262
18-19	23	8	8	2	0	0	41	117,225	2,859	14,707	0,359
19-20	21	7	0	0	0	0	28	93,044	3,323	7,931	0,283

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Barão de Capanema (via oeste)

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	47	16	4	5	0	0	71	215,364	3,033	30,793	0,434
08-09	55	18	9	2	2	0	86	260,768	3,032	40,794	0,474
09-10	58	19	9	8	2	0	96	277,408	2,890	57,329	0,597
10-11	60	20	17	5	2	0	104	298,799	2,873	51,270	0,493
11-12	69	23	26	4	1	0	123	351,680	2,859	45,947	0,374
12-13	54	18	11	6	3	0	91	263,185	2,882	55,641	0,609
13-14	16	5	3	2	3	0	29	79,320	2,735	32,517	1,121
14-15	18	6	4	1	0	0	29	86,858	2,995	9,761	0,337
15-16	22	7	8	4	0	0	41	111,695	2,724	19,274	0,470
16-17	38	13	8	2	1	0	61	181,532	2,976	27,135	0,445
17-18	34	11	4	0	0	0	49	156,083	3,185	13,142	0,268
18-19	19	6	4	0	0	0	29	89,623	3,090	7,477	0,258
19-20	14	5	8	0	0	0	26	72,910	2,804	5,891	0,227

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Barão de Capanema (via leste)

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	50	17	17	0	0	0	84	250,470	2,982	20,661	0,246
08-09	53	18	16	2	3	0	92	266,751	2,899	47,967	0,521
09-10	35	12	19	2	2	0	69	187,417	2,716	34,137	0,495
10-11	34	11	12	0	2	0	59	171,519	2,907	28,026	0,475
11-12	68	23	10	2	2	0	104	318,896	3,066	45,709	0,440
12-13	30	10	9	2	1	1	51	147,944	2,882	28,436	0,554
13-14	6	2	4	0	1	0	13	34,302	2,639	9,708	0,747
14-15	20	7	3	2	3	0	34	95,935	2,822	33,934	0,998
15-16	35	12	12	6	0	0	65	179,173	2,757	29,903	0,460
16-17	37	12	11	4	0	0	64	183,066	2,860	25,236	0,394
17-18	14	5	1	4	1	0	25	68,176	2,727	22,795	0,912
18-19	6	2	0	2	2	0	12	30,040	2,503	21,492	1,791
19-20	9	3	6	2	2	0	22	53,154	2,416	23,219	1,055

**Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua dos Banguenses
(entre Rua Mongólia e Rua Rua dos Açudes)**

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	132	44	21	16	4	0	217	632,833	2,916	121,187	0,558
08-09	158	53	34	11	7	0	263	771,139	2,932	140,691	0,535
09-10	135	45	34	5	4	1	224	663,002	2,960	105,278	0,470
10-11	125	42	32	7	14	0	219	624,288	2,851	166,801	0,762
11-12	174	58	42	6	4	0	284	847,718	2,985	113,458	0,400
12-13	182	61	43	17	9	1	311	894,979	2,875	184,936	0,594
13-14	104	35	30	2	1	0	172	513,293	2,984	54,522	0,317
14-15	119	40	23	1	0	0	182	563,243	3,095	49,598	0,273
15-16	101	34	15	2	1	0	152	472,123	3,106	51,621	0,340
16-17	131	44	28	1	5	0	209	633,769	3,032	90,138	0,431
17-18	152	51	32	8	14	0	256	744,474	2,908	179,565	0,701
18-19	134	45	48	12	7	1	247	690,013	2,794	145,488	0,589
19-20	89	30	22	2	0	0	142	429,244	3,023	40,736	0,287

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Av. Eng. Pires Rebelo

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	134	45	42	15	1	0	236	669,788	2,838	100,128	0,424
08-09	116	39	70	10	7	0	242	643,425	2,659	125,826	0,520
09-10	100	33	34	1	3	1	172	503,419	2,927	74,651	0,434
10-11	113	38	40	1	0	0	192	567,811	2,957	49,298	0,257
11-12	142	47	52	6	8	0	255	725,879	2,847	130,452	0,512
12-13	157	52	48	18	14	0	289	798,399	2,766	208,707	0,723
13-14	160	53	40	6	3	1	263	781,871	2,973	110,740	0,421
14-15	123	41	47	11	0	0	222	628,049	2,829	79,343	0,357
15-16	138	46	40	10	6	0	240	689,512	2,873	124,024	0,517
16-17	129	43	72	7	5	0	256	699,176	2,731	109,046	0,426
17-18	187	62	85	18	3	0	355	980,126	2,761	146,288	0,412
18-19	83	28	56	10	3	0	180	469,615	2,609	83,793	0,466
19-20	72	24	32	6	0	0	134	374,740	2,797	45,762	0,342

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Frederico Leal

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	83	28	7	2	2	1	122	382,179	3,133	60,985	0,500
08-09	40	13	10	0	1	1	65	195,393	3,006	32,956	0,507
09-10	38	13	10	2	0	0	62	183,636	2,962	20,287	0,327
10-11	34	11	5	1	4	1	56	164,692	2,941	53,900	0,963
11-12	44	15	6	4	1	0	70	209,281	2,990	34,620	0,495
12-13	53	18	6	7	2	0	85	248,492	2,935	51,627	0,610
13-14	53	18	9	4	1	0	84	250,745	2,985	38,033	0,453
14-15	31	10	4	0	0	0	45	142,791	3,173	12,009	0,267
15-16	22	7	6	1	0	0	36	106,747	2,965	11,375	0,316
16-17	38	13	8	0	0	0	58	179,246	3,090	14,955	0,258
17-18	68	23	9	1	0	0	100	314,361	3,144	28,951	0,290
18-19	29	10	9	2	0	0	50	145,446	2,909	17,072	0,341
19-20	23	8	4	0	0	0	34	106,238	3,125	8,894	0,262

Valores horários da CMA e aplicação dos valores de Fatores de Emissão - Rua Sibéria

Categoria	FE CO	FE NOx
Otto Veículo leve	1,771	0,193
Otto Comercial leve	7,979	0,554
Motocicletas	1,637	0,099
Diesel Comercial le	0,558	2,567
Diesel Caminhão	1,170	7,046
Diesel Ônibus urbar	1,734	9,908

Horario	v/h Otto Veículo leve	v/h Otto Comercial leve	v/h Motocicletas	v/h Diesel Comercial leve	v/h Diesel Caminhão	v/h Diesel Ônibus urbano	Total de veículos	Emissão de CO g/km	FE CO g/km	Emissão de NOx/km	FE NOx g/km
07-08	186	62	28	19	8	26	329	934,986	2,842	435,767	1,325
08-09	187	62	49	25	11	33	367	991,682	2,702	544,025	1,482
09-10	224	75	52	27	15	22	414	1146,142	2,768	482,532	1,166
10-11	218	73	49	19	26	22	407	1126,376	2,768	537,222	1,320
11-12	213	71	59	31	16	24	414	1117,949	2,700	516,389	1,247
12-13	270	90	56	37	14	19	487	1358,688	2,792	493,547	1,014
13-14	242	81	46	22	6	14	410	1188,880	2,900	333,223	0,813
14-15	210	70	42	17	5	17	361	1044,008	2,892	330,773	0,916
15-16	218	73	36	14	3	19	363	1070,193	2,948	331,318	0,913
16-17	236	79	36	22	8	18	399	1158,525	2,904	383,974	0,962
17-18	275	92	46	27	5	22	466	1350,584	2,898	430,739	0,924
18-19	298	99	45	28	6	26	502	1460,624	2,910	488,665	0,973
19-20	248	83	52	16	4	22	424	1233,470	2,909	385,853	0,910