



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**



**SIMULAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL DE
ORIGEM VEICULAR EM UMA INTERSEÇÃO SINALIZADA DE UBERLÂNDIA-MG**

Marcus Vinícius de Oliveira Fernandes

**Uberlândia - MG
2013**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**



**SIMULAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL DE
ORIGEM VEICULAR EM UMA INTERSEÇÃO SINALIZADA DE UBERLÂNDIA-MG**

Marcus Vinícius de Oliveira Fernandes

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

**Uberlândia - MG
2013**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

F3631s Fernandes, Marcus Vinícius de Oliveira, 1985-
2013 Simulação da concentração de material particulado inalável de
origem veicular em uma interseção sinalizada de Uberlândia-MG /
Marcus Vinícius de Oliveira Fernandes. - 2013.

116 f. : il.

Orientadora: Murata, Valéria Viana.

Coorientador: Marcos Antonio de Souza Barrozo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.


Inclui bibliografia.

1. Engenharia química - Teses. 2. Ar - Poluição - Teses. 3. Dióxido
de carbono atmosférico - Teses. 4. Veículos a motor - Teses. I. Murata,
Valéria Viana. II. Barrozo, Marcos Antonio de Souza. III. Universidade
Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química. IV. Título.

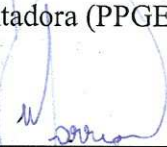
CDU: 66.0

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA QUÍMICA, EM 26 DE SETEMBRO DE 2013.


BANCA EXAMINADORA




Profa. Dra. Valéria Viana Murata
Orientadora (PPGEQ/UFU)



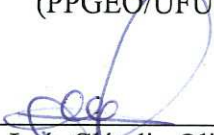
Prof. Dr. Marcos Antonio de Souza Barrozo
Co-orientador (PPGEQ/UFU)



Profa. Dra. Taisa Shimosakai de Lira
(CEUNES/UFES)



Prof. Dr. Washington Luiz Assunção
(PPGEO/UFU)



Prof. Dr. Luis Cláudio Oliveira Lopes
(PPGEQ/UFU)

DEDICATÓRIA

Ao pequeno Eduardo Stafuzza Fernandes.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e pela força para me reerguer e continuar caminhando nos momentos de fraqueza.

À orientadora Valéria Viana Murata por sua paciência, incentivo e confiança, pela delicadeza e disposição em compartilhar seus preciosos conhecimentos e contribuir com a concretização desta pesquisa.

Ao (co) orientador Marcos Antônio de Souza Barrozo pela amizade, pelos sábios conselhos, pelo zelo com seus orientandos e pelas injeções de ânimo que me fortaleceram em momentos conturbados e de insegurança.

A toda minha família, especialmente a meus pais, Celso e Beatriz e meus irmãos Isabela e Rogério, pelo amor absoluto, pelo acolhimento e por sempre acreditarem em minhas conquistas e realizações.

Ao meu filho Eduardo, cujo amor, a pureza e a perspicácia me fazem crer na humanidade.

À minha amiga Jupyracyara pela amizade, pelas orações e orientações e pela valiosíssima contribuição com a escrita da dissertação e com meu desenvolvimento pessoal e espiritual.

Aos colegas do Mestrado, em especial, André, Arinan, Fernanda e Taciana e da IC, Anderson, Loyane, João, Nayana, Helder, Lívia e Cláudio, pela disposição e colaboração durante todo este período.

Ao amigo Euclides Antônio Pereira de Lima pelo apoio e pelas recomendações que colaboraram significativamente com a pesquisa.

Aos amigos da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Catalão, especialmente Silas, Marcelo, Marcelino, Rodrigo, Alfredo e Lucas pela colaboração, pela amizade, incentivo e compreensão em minha ausência.

À Secretaria Municipal de Trânsito e Transportes de Uberlândia pela disponibilização dos dados que foram fundamentais para a execução do trabalho.

Enfim, a todos aqueles que participaram dos momentos enriquecedores de minha vida, meus sinceros votos de respeito e gratidão.

RESUMO

Dentre os impactos ambientais decorrentes da maciça ocupação do espaço urbano, a poluição atmosférica tem sido destacada e associada a altas taxas de morbidade e mortalidade nos seres humanos. O desenvolvimento econômico e social de uma comunidade pode provocar o incremento de emissões atmosféricas, sobretudo as oriundas da exaustão das frotas automotivas. Estas constituem fontes difusas de diversos poluentes como as partículas inaláveis (MP_{10}), cujos efeitos nocivos à saúde são a justificativa fundamental para seu monitoramento nos centros urbanos. A quantificação de partículas suspensas na atmosfera da cidade de Uberlândia-MG é executada pela Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia desde o ano de 2003 nas proximidades do terminal de ônibus coletivos no centro da cidade. O objetivo principal deste trabalho foi empregar o modelo matemático Gaussiano CAL3QHC na predição dos níveis de concentração de MP_{10} de origem veicular para o ano de 2012 e posterior validação dos resultados mediante a comparação com os dados experimentais. Haja vista que as condições climáticas afetam decisivamente a qualidade do ar, foi efetuada ainda a caracterização do clima no município e sua influência na poluição por partículas inaláveis para o período de 2003 a 2012. Os resultados da análise dos fatores climáticos evidenciaram a existência de períodos críticos nas estações secas do ano, nas quais os padrões de MP_{10} estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) são ultrapassados. Os resultados alcançados na simulação numérica das concentrações de MP_{10} revelaram a capacidade do modelo CAL3QHC em responder às variações na velocidade e direção do vento e o desempenho moderado do modelo perante as hipóteses consideradas. As imprecisões do modelo foram atribuídas à inconsistência de algumas variáveis como o fator de emissão veicular e as concentrações de *background*.

Palavras-chave: poluição atmosférica; emissões veiculares; partículas inaláveis; modelos gaussianos.

ABSTRACT

Among the environmental impacts arising from the massive urban space occupation the atmospheric pollution has been pointed and associated to high rate of morbidity and mortality of the human beings. The economic and social development of the populations can induce the increment of the atmospheric emissions, especially those deriving from the automotive fleet exhausts. It constitutes diffuse sources of various pollutants as the inhalable particles (PM10), whose the harmful effects are the most important justification for monitoring it in the urban centres. The quantification of the suspended particles in the atmosphere of the city of Uberlândia-MG is carried by the Chemical Engineering Faculty of the Federal University of Uberlândia since 2003 near to the central bus station. The main objective of this work was to use the Gaussian model CAL3QHC in predicting the concentration levels of PM10 originated from vehicular sources for the year 2012 and then validating the results by comparing with the experimental data. Considering that the climatic conditions affects decisively the air quality was preceded the characterization of the climate of the city and its influence in the inhalable particulate pollution for the 2003 to 2012 period. The results from the analysis of the climatic variables has shown the existence of critical periods of pollution in the dry seasons of the year in which the patterns of PM10 established by the National Environment Council was exceeded. The results reached in the numeric simulation of PM10 concentrations revealed the capability of the model CAL3QHC in responding the wind speed and direction variation and the moderated performance of the model on the assumptions. The inaccuracy of the model were assigned to the inconsistency of some variables as the vehicular emission factor and the background concentrations.

Keywords: atmospheric pollution; vehicular emissions; inhalable particles; gaussian models.

SUMÁRIO

2 OBJETIVOS	20
2.1 GERAL	20
2.2 ESPECÍFICOS	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 BREVE CARACTERIZAÇÃO DOS ASPECTOS FUNCIONAIS DA ATMOSFERA	21
3.2 Classificação dos poluentes atmosféricos	24
3.2.1 Material Particulado	25
3.3 Efeitos do Material Particulado À SAÚDE HUMANA	27
3.4 Fontes de Material Particulado	28
3.4.1 Fontes Naturais	28
3.4.2 Fontes Antropogênicas	29
3.5 EMISSÕES VEICULARES	30
3.6 Padrões de Qualidade do Ar e os Programas de Controle	33
3.6.1 Regulamentação Americana	33
3.6.2 Regulamentação Brasileira	34
3.7 Dispersão de Poluentes na Atmosfera	41
3.7.1 A Camada Limite Atmosférica	41
3.7.2 Estabilidade Atmosférica	43
3.7.3 Direção do Vento	46
3.8 Modelagem Matemática da Dispersão Atmosférica	47
3.8.1 Modelos Gaussianos	47
3.8.2 Modelos Gaussianos para Fontes Lineares	51
3.8.3 Modelo CAL3QHC	53
4 MATERIAIS E MÉTODOS	61
4.1 SELEÇÃO DO MODELO	64

4.2 variáveis meteorológicas.....	65
4.3 Variáveis de tráfego	66
4.3.1 Frota Veicular de Uberlândia	67
4.3.2 Fatores de Emissão.....	67
4.3.3 Fluxo de Veículos.....	68
4.4 Determinação dos <i>links</i> e receptores.....	69
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS	73
5.2 EFEITO SAZONAL SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE MP ₁₀	77
5.2.1. Efeito da precipitação pluviométrica.....	81
5.2.2. Efeito da umidade relativa.....	82
5.2.3. Efeito da temperatura	83
5.3 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS DE ENTRADA DO MODELO cal3qhc....	86
5.3.1 Velocidade e direção dos ventos	86
5.3.2 Perfil da frota veicular.....	90
5.3.3 Fatores de emissão	94
5.3.4 Fluxo de veículos	96
5.4 SIMULAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MP ₁₀ DE 2012 com o modelo CAL3QHC	100
6 CONCLUSÕES	105
REFERÊNCIAS	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Classificação da atmosfera de acordo com a temperatura.	22
Figura 2 Classificação das partículas conforme o diâmetro aerodinâmico.	26
Figura 3 Alcance do material particulado no sistema respiratório humano.	27
Figura 4 Emissões de MP por categoria de veículos no Brasil.	32
Figura 5 Emissões de MP por veículos do ciclo Diesel por fase do PROCONVE.	40
Figura 6 Perfis de temperatura na atmosfera.	44
Figura 7 Perfis de temperatura/pluma associados aos períodos noturno (a) e diurno (b).	45
Figura 8 Desenho esquemático da dispersão gaussiana.	49
Figura 9 Correlação para o coeficiente de dispersão horizontal, σ_y	50
Figura 10 Correlação para o coeficiente de dispersão vertical, σ_z	50
Figura 11 Árvore de modelagem de emissões veiculares.	52
Figura 12 Formulação Gaussiana por elementos.	54
Figura 13 Esquema de representação das fontes lineares finitas.	56
Figura 14 Representação da zona de mistura inicial.	57
Figura 15 Representação esquemática de um link de fluxo livre.	58
Figura 16 Representação esquemática de um link de fila.	59
Figura 17 Imagem panorâmica do cruzamento estudado (a: Av. João Pinheiro; b: Av. João Naves de Ávila; c: Terminal de coletivos; d: Amostradores de partículas).	61
Figura 18 Amostradores de grande volume (a: AGV MP10; b: AGV PTS).	62
Figura 19 Esquema mostrando os componentes de um AGV MP10.	63
Figura 20 Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar e do clima.	66
Figura 21 Representação esquemática dos links: (a) fluxo livre; (b) fila.	69
Figura 22 Representação e identificação dos receptores.	70
Figura 23 Localização dos amostradores antes e após a interseção (upwind-downwind).	71
Figura 24 Precipitação média mensal em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.	74
Figura 25 Médias mensais de umidade relativa em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.	75
Figura 26 Médias mensais de temperatura em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.	77
Figura 27 Diagrama Box-plot da série de dados de MP10 de 2003 a 2012.	78

Figura 28 Diagrama Box-plot da série de dados após a eliminação dos outliers.	78
Figura 29 Concentrações diárias de MP10 observadas no período de 2003 a 2012.	80
Figura 30 Médias aritméticas anuais de concentração de MP10 em Uberlândia-MG.	81
Figura 31 Influência da precipitação pluviométrica nos níveis de MP10.	82
Figura 32 Influência da umidade relativa do ar nos níveis de MP10.	83
Figura 33 Influência da temperatura do ar nos níveis de MP10.	84
Figura 34 Representação gráfica das médias anuais e por estação.	85
Figura 35 Rosa dos ventos referente ao período seco de 2012.	86
Figura 36 Rosa dos ventos referente ao período úmido de 2012.	87
Figura 37 Representação da direção predominante do vento no local de estudo.	88
Figura 38 Distribuição de frequência das classes de vento no período úmido de 2012.	89
Figura 39 Distribuição de frequência das classes de vento no período seco de 2012.	89
Figura 40 Fração da frota de veículos flex operando com etanol em função da relação de preços entre o etanol e a gasolina, nos postos, em cada unidade da Federação.	91
Figura 41 Perfil etário da frota veicular de Uberlândia-MG considerada no estudo.	93
Figura 42 Médias de fluxo diário dos dias úteis na Avenida João Pinheiro em 2012.	96
Figura 43 Médias de fluxo diário aos sábados na Avenida João Pinheiro em 2012.	97
Figura 44 Médias de fluxo diário aos domingos na Avenida João Pinheiro em 2012.	97
Figura 45 Fluxos horários no cruzamento estudado em dias úteis.	98
Figura 46 Fluxos horários no cruzamento estudado no dia de sábado.	99
Figura 47 Fluxos horários no cruzamento estudado no dia de domingo.	99
Figura 48 Comparação entre os resultados experimentais e simulados das concentrações de MP10 em 2012 na cidade de Uberlândia-MG.	100

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 Classificação dos poluentes conforme sua natureza.....	27
Quadro 2 Estratégia de implantação do PROCONVE para veículos leves.....	40
Quadro 3 Estratégia de implantação do PROCONVE para veículos pesados	40
Quadro 4 Entradas requeridas pelo modelo CAL3QHC	66
Quadro 5 Identificação dos <i>links</i> adotados no trabalho.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Padrões americanos de qualidade do ar fixados pela EPA.	33
Tabela 2 Padrões nacionais de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA 03/1990.	36
Tabela 3 Índices de qualidade do ar.	37
Tabela 4 Critérios para episódios críticos de poluição do ar.	37
Tabela 5 Fatores de emissão para veículos pesados a diesel.	40
Tabela 6 Classes de estabilidade de Pasquill.	46
Tabela 7 Parâmetros da equação 8 empregados na determinação do comprimento do elemento finito.	55
Tabela 8 Índices de precipitação pluviométrica mensais em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.	73
Tabela 9 Médias mensais de umidade relativa em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.	75
Tabela 10 Médias mensais de temperatura em Uberlândia (MG) no do período de 2003 a 2012.	76
Tabela 11 Parâmetros estatísticos da série de dados de concentração de MP10 de 2003 a 2012.	79
Tabela 12 Concentrações de MP10: médias anuais e por períodos seco e úmido.	85
Tabela 13 Levantamento dos preços médios de gasolina e etanol praticados em Uberlândia no ano de 2012.	92
Tabela 14 Frota considerada no estudo.	93
Tabela 15 Frota de veículos a diesel em Uberlândia-MG em 2012 distribuídos entre as fases do PROCONVE.	95
Tabela 16 Fatores de emissão de MP10 empregados no trabalho.	96
Tabela 17 Medidas de performance do modelo CAL3QHC para as classes de velocidade observadas.	101

LISTA DE SIGLAS

AGV- Amostrador de Grande Volume
ANP – Agência Nacional do Petróleo
CAA – *Clean Air Act*
CAL3QHC – *California Line Source for Queuing and Hot Spots Calculations*
CAL3QHCR - *California Line Source for Queuing and Hot Spots Calculations Refined*
CALINE – *California Line Source*
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CLA – Camada Limite Atmosférica
Co – Concentração observada
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cp – Concentração predita
d – índice de concordância
DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito
DETRAN-MG – Departamento de Trânsito de Minas Gerais
EL – Comprimento do elemento finito
EPA – *Environmental Protection Agency*
EQM – Erro Quadrático Médio
FB – *Fractional Bias*
FEQUI – Faculdade de Engenharia Química
FLS – *Finite Linear Source*
GFLSM – *General Finite Line Source Model*
GM – *General Motors*
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG-UFU – Instituto de Geografia da Universidade Federal de Uberlândia
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
IQA – Índice de Qualidade do Ar
MP₁₀ – Material Particulado com diâmetro menor que 10 micrômetros
MP_{2,5} - Material Particulado com diâmetro menor que 2,5 micrômetros
NAAQS – *National Ambient Air Quality Standards*
OMS – Organização Mundial de Saúde

PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

PROMOT - Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares

PRONAR - Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

PTS – Partículas Totais em Suspensão

RCP – Receptor discreto

RSME – *Root Square Mean Error*

SETTRAN – Secretaria Municipal de Trânsito e Transporte de Uberlândia

SGZ1 – Zona de mistura inicial

SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente

SIT – Sistema Integrado de Transporte

TR – Tempo de Residência

UFU – Universidade Federal de Uberlândia

W2 – Largura da via de tráfego

Z₀ – Rugosidade da superfície

1 INTRODUÇÃO

Os processos de urbanização que ocorrem de forma cada vez mais acentuada implicam, invariavelmente, no aumento da demanda por recursos naturais de qualidade que garantam o bem estar dos seres vivos. O desenvolvimento de setores como o agrícola, o industrial e o de transportes, apesar de proporcionar o suprimento às necessidades de consumo humanas, colabora fortemente para a transformação significativa do espaço, afetando o equilíbrio dos ecossistemas naturais e favorecendo a degradação do ambiente a níveis tais que provocam impactos negativos à saúde pública.

Na atualidade as emissões industriais e automotivas nos espaços urbanos constituem as principais fontes de poluição ambiental decorrentes das ações antropogênicas e alteram qualitativa e quantitativamente as características físico-químicas dos sistemas atmosféricos. O meio receptor dos poluentes atmosféricos é extenso o bastante para decorrer à autodepuração a depender das condições climáticas, porém as crescentes taxas de lançamento de resíduos gasosos e particulados têm permitido a identificação de situações críticas de contaminação do ar.

É válido destacar que, quando se trata de poluição atmosférica, há uma tendência a se associar os efeitos nocivos das substâncias ao seu odor ou outra característica peculiar, no entanto, muitas vezes a presença de compostos lesivos à saúde não é percebida nitidamente e em diversos casos os efeitos prejudiciais da exposição a um ambiente poluído apenas são identificados a longo prazo. Dados recentes da OMS (Organização Mundial de Saúde) apontam que a poluição atmosférica seja a causa da morte de mais de 2 milhões de pessoas no mundo anualmente, fato que preocupa profundamente as autoridades responsáveis pela proteção da integridade das populações e desperta a atenção para o desenvolvimento de estratégias e métodos de controle da emissão de substâncias poluidoras.

A demanda por transportes e, conseqüentemente, o incremento constante das frotas veiculares movidas por combustíveis fósseis constituem importantes fatores responsáveis por grande parte das emissões de poluentes atmosféricos em todo o mundo. Anualmente, milhares de toneladas de gases e partículas provenientes da exaustão dos motores de combustão veiculares são lançadas na atmosfera, contribuindo intensamente com o empobrecimento da qualidade do ar, especialmente nos grandes aglomerados urbanos. A criação de órgãos ambientais e a instituição de programas de controle da poluição veicular através de ações governamentais configuram-se como ferramentas regulatórias fundamentais para a

manutenção dos níveis de contaminação, entretanto, o aumento contínuo das frotas exige medidas cada vez mais severas e restritivas no sentido de compensar a potencial deterioração do ar atmosférico. Nos estudos de qualidade do ar é muito importante considerar o papel das condições da atmosfera que são afetadas pela variação climática observada no decorrer de um dado período. Uma região submetida à mesma taxa de emissão de poluentes pode apresentar níveis bastante diferenciados de concentração em função de variáveis como o índice pluviométrico, a umidade relativa, a temperatura e a ação dos ventos. Portanto, para proceder ao estudo efetivo dos índices de poluição as características das fontes emissoras e meteorológicas devem estar bem definidas e encadeadas a fim de permitir a avaliação consistente dos casos de degradação.

A poluição do ar por material particulado em suspensão merece destaque devido à sua extensa faixa de tamanhos e à complexidade de sua composição, que podem sofrer variações em função das características da fonte e acarretar graves problemas, sobretudo no sistema respiratório, sendo que aquelas de menor diâmetro possuem maior capacidade de penetração no organismo e, portanto, são mais sujeitas a causar distúrbios respiratórios. Atualmente são conhecidas diversas técnicas de monitoramento de particulados, cujos resultados auxiliam na adoção de medidas de controle para a mitigação dos impactos relacionados. Entretanto, os dados de monitoramento por si só não possuem a capacidade preditiva fundamental para a prevenção dos episódios críticos que afetam a saúde. Para o preenchimento desta lacuna, geralmente recorre-se à utilização da modelagem matemática dos processos de dispersão de poluentes, capaz de fornecer informações importantes acerca da variação espacial e temporal das concentrações das espécies poluidoras.

O advento da informatização, a partir da década de 1970 permitiu a criação e manipulação de ferramentas poderosas na quantificação dos níveis de poluição atmosférica a partir do tratamento dos dados referentes à fonte emissora e às características do espaço e da meteorologia. As medições *in loco* fornecem dados apenas pontuais, enquanto os modelos matemáticos são capazes de considerar os processos que governam o transporte e a dispersão de poluentes, além de estimar a extensão dos impactos provocados pelas emissões e poder vincular a causa (a fonte de poluição) ao efeito (a concentração do poluente). Por outro lado, as atividades de monitoramento não devem ser suprimidas, mas sim aliadas às práticas de modelagem e simulação, visto que constituem um importante subsídio para a validação de resultados obtidos a partir dos modelos.

No cenário do município de Uberlândia-MG podem-se destacar os trabalhos desenvolvidos por Lima, E. A. P (2007), Silva (2007) e Lira (2009) que tiveram como objetivos a análise e a previsão das concentrações de material particulado na cidade. O primeiro dedicou-se ao estudo estatístico dos níveis de poluição ocasionados por partículas finas e à caracterização química elementar do ar no município, a estimativa das concentrações de particulados foi realizada a partir do emprego de modelos de séries temporais. Silva (2007), por sua vez, fez uso dos mesmos dados para avaliar os principais fatores que determinam a qualidade do ar na cidade de Uberlândia-MG, apresentando modelos de previsão dos níveis de concentração de particulados totais e partículas inaláveis, gerados a partir do método da regressão linear múltipla. Mais recentemente, Lira (2009) desenvolveu modelos empíricos para a previsão da concentração de partículas inaláveis no centro de Uberlândia-MG. Neste trabalho foram testados modelos lineares, tais como ARX, ARMAX, erro na saída e Box-Jenkins, bem como modelos baseados em redes neurais.

A proposta do presente trabalho foi elaborada mediante a adoção de algumas das sugestões pontuadas nas publicações supracitadas. Neste caso foi utilizada uma abordagem um tanto quanto diferenciada na previsão das concentrações de partículas inaláveis, na qual a aproximação Gaussiana foi empregada para estimar a emissão e dispersão do material particulado, além da análise crítica dos efeitos da sazonalidade sobre os níveis de poluição.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral empregar o modelo de dispersão Gaussiano CAL3QHC para prever os níveis de poluição por partículas inaláveis (MP_{10}) de origem veicular em uma interseção sinalizada em Uberlândia - MG.

2.2 ESPECÍFICOS

- Organizar os dados referentes às condições climáticas de Uberlândia - MG no período de 2003 a 2012;
- Realizar uma análise estatística dos resultados de concentração de MP_{10} obtidos no período de 2003 a 2012;
- Confrontar os resultados obtidos com os preconizados pela Resolução 03/1990 do Conselho Nacional do Meio Ambiente;
- Estabelecer uma relação a partir de uma análise gráfica entre as condições climáticas na cidade de Uberlândia - MG e o teor de partículas inaláveis observado no período de 2003 a 2012;
- Avaliar a capacidade de predição de modelos matemáticos de dispersão Gaussianos clássicos na predição da concentração de poluentes em interseções sinalizadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 BREVE CARACTERIZAÇÃO DOS ASPECTOS FUNCIONAIS DA ATMOSFERA

A atmosfera é uma camada relativamente fina, constituída por gases e partículas que circunda a Terra, agindo como barreira contra os efeitos da radiação solar, contribuindo também para ordenação e controle dos processos biológicos e físico-químicos na superfície do planeta.

Manahan (2000) suscita que a atmosfera sustenta a biota na Terra, preservando-a de fatores que podem induzir à injúria e/ou colapso celular. Dentre estes fatores, destaca-se a radiação eletromagnética solar. Neste caso, a atmosfera tem a propriedade de filtrar os raios ultravioletas prejudiciais aos organismos, geralmente àqueles que apresentam comprimento de onda superior a $2,5 \times 10^3$ nm, como a faixa de luz visível, ultravioleta e infravermelho (WILLIAMSON, 1973; SEINFELD, 1998; ANDERSON, 2006). Ainda, devido à reabsorção de grande parte da radiação infravermelha pela qual a energia solar absorvida é reemitida para o espaço, a atmosfera estabiliza a temperatura da Terra, prevenindo-a das temperaturas extremas que ocorrem em outros planetas.

É válido destacar que a atmosfera é essencial ao metabolismo dos seres macro e microscópicos, pois fornece dióxido de carbono aos eventos fotossintéticos e de respiração, é fonte de nitrogênio às bactérias fixadoras de nitrogênio e às plantas produtoras de amônia para a síntese de nitrogênio quimicamente ligado (BRAGA et al., 2005). A atmosfera também é indispensável ao equilíbrio do ciclo hidrológico do planeta, transportando água dos oceanos para a Terra.

As camadas da atmosfera são comumente classificadas de acordo com o perfil vertical de temperatura em função da altitude, conforme ilustra a Figura 1. Segue abaixo, uma breve caracterização de cada camada:

- Troposfera: É a porção mais baixa da atmosfera, compreendida entre a superfície da Terra e uma distância de aproximadamente 12 km de altitude (tropopausa), dependendo da latitude e da época do ano. É caracterizada pelo decréscimo de temperatura com a altura e rápida mistura vertical.

- Estratosfera: Camada estável que compreende a distância vertical entre a tropopausa e a estratopausa (aproximadamente 50 km da superfície). Nessa faixa a temperatura aumenta com a altitude, o que conduz a uma camada de mistura lenta.

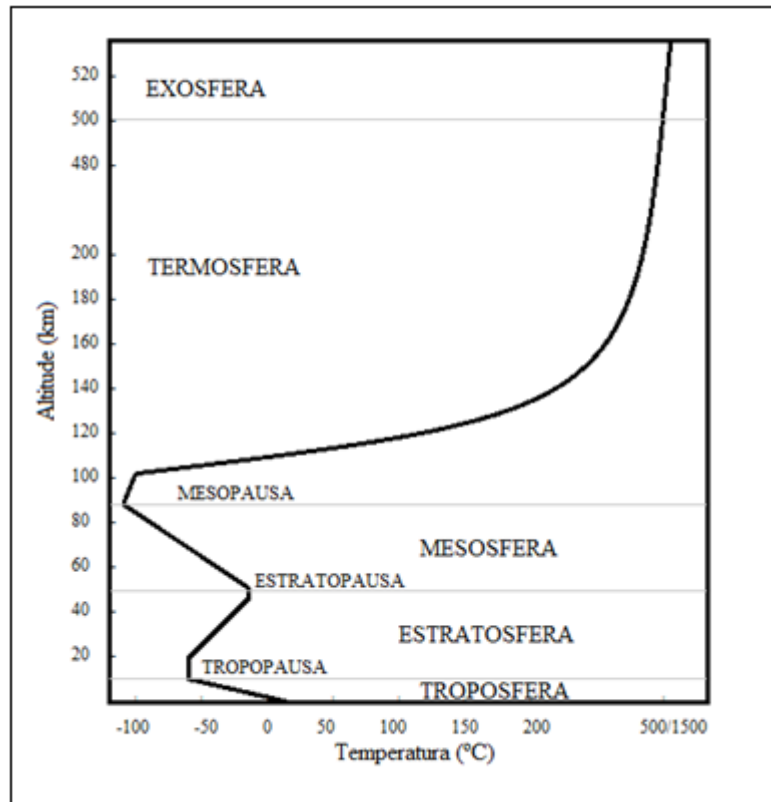


Figura 1 Classificação da atmosfera de acordo com a temperatura.

Fonte: Adaptado de Seinfeld (1998).

- Mesosfera: Se estende da estratopausa até a mesopausa (de 80 a 90 km de altitude) e é caracterizada pelo decréscimo da temperatura com a altitude.
- Termosfera: É a região acima da mesopausa, cujas temperaturas mais altas são resultado da absorção de radiação de ondas curtas por N_2 e O_2 .
- Exosfera: Localizada a mais de 500 km da superfície, é a região mais externa da atmosfera, onde as moléculas de gases com energia suficiente podem escapar da atração gravitacional da Terra.

Mesmo diante das classificações apresentadas, de modo geral a atmosfera pode ser dividida em região inferior e superior, onde é possível estudar a meteorologia e aeronomia, nesta ordem (SEINFELD, 1998). A região inferior também denominada de baixa atmosfera compreende a altitude máxima de aproximadamente 50 km a partir da superfície. Esta região

é *locus* da maioria dos eventos dispersivos, tais como a estabilidade atmosférica e o efeito da rugosidade do terreno (TURNER, 1970; ZANNETTI, 1990).

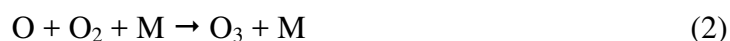
Sob o ponto de vista químico, a atmosfera terrestre é composta essencialmente pelos gases nitrogênio (78%), oxigênio (21%) e argônio (1%), cujas abundâncias são controladas pela biosfera a partir das escalas geológicas de tempo. Também é possível evidenciar vapores d'água em concentração variável na baixa atmosfera, resultante do ciclo de evaporação-precipitação, alcançando concentrações iguais ou inferiores a 3%. Outros gases como dióxido de carbono, metano, ozônio, óxido nítrico e outros compostos, embora detectados em concentrações inferiores a 1 ppm, também são responsáveis pelo balanço radioativo da Terra (SEINFELD, 1998; ANDERSON, 2006). Esses gases, denominados gases de efeito estufa agem como isolantes térmicos atmosféricos, absorvendo a radiação infravermelha.

Manahan (2000) pontua que a atmosfera é importante *locus* para a ocorrência de reações fotoquímicas, resultantes da absorção de fótons de luz pelas moléculas. Dentre as inúmeras reações ocorrentes na estratosfera, destacam-se aquelas de formação de gás ozônio, como é o caso da conversão de O₂ a O₃, segundo as reações a seguir:



Onde $h\nu$ é a energia de um fóton de luz visível ou ultravioleta.

Os átomos de oxigênio produzidos pela decomposição do O₂ reagem com as moléculas de oxigênio dando origem ao ozônio:



Onde M é um terceiro componente, como por exemplo, o N₂ que absorve o excesso de energia da reação.

O ozônio formado é muito efetivo na absorção da radiação ultravioleta na faixa de comprimento de onda de 220 a 330 nm, o que causa o aumento de temperatura observado na estratosfera. Portanto, o O₃ representa uma espécie de filtro que remove a radiação ultravioleta dos raios de sol, evitando maiores danos aos organismos.

Na atmosfera, aliado aos subprodutos/produtos das reações fotoquímicas, também é possível registrar a incidência de material particulado suspenso. Esse é considerado contaminante atmosférico, sendo constituído por uma mistura de partículas sólidas e/ou líquidas que podem surgir a partir de emissões diretamente da fonte, as partículas primárias,

quanto de conversões gás-partículas provenientes de reações de alguns precursores gasosos, chamadas partículas secundárias (BOUBEL et al., 1994; McKENNA et al., 2008).

De acordo com Bruno (2005), essas partículas podem afetar o clima e as concentrações de ozônio estratosférico e têm seus efeitos associados à morbidade e mortalidade humana em áreas urbanas. Seinfeld (1998) esclarece que o papel climático desempenhado por essas partículas surge da capacidade de refletir a radiação solar de volta para o espaço e do papel de núcleo de condensação de nuvens.

A composição química das partículas troposféricas inclui íons inorgânicos, compostos metálicos, carbono elementar (livre), compostos orgânicos (hidrocarbonetos cíclicos e alifáticos, ácidos carboxílicos, aldeídos, cetonas, entre outros). Dentre os aerossóis secundários na atmosfera destacam-se as partículas de sais de ácidos inorgânicos, principalmente nítrico e sulfúrico, com contribuição significativa de partículas carbonáceas, constituídas de carbono elementar e carbono orgânico (ANDERSON, 2006). O carbono elementar ou grafite é emitido diretamente para a atmosfera durante os processos de combustão, enquanto o carbono orgânico pode ser emitido diretamente ou formado na atmosfera pela condensação dos produtos pouco voláteis de reações de fotooxidação de hidrocarbonetos.

Vallero (2008) considera que a produção de partículas secundárias ocorre quando gases presentes na atmosfera passam por reações químicas envolvendo O_2 e vapor d'água. Os fenômenos fotoquímicos podem representar uma importante fase na formação de partículas secundárias, quando espécies como O_3 estão envolvidos em reações com alguns radicais como hidroxilas (OH^\cdot) e nitratos (NO_3^-). Processos fotoquímicos também resultam na presença de gases poluentes como SO_2 , NO_x e gases orgânicos emitidos por fontes naturais e antropogênicas, resultando na poluição atmosférica.

3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Os poluentes atmosféricos podem ser considerados como qualquer substância presente no ar que possa torná-lo impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, à fauna, à flora ou danoso aos materiais (CONAMA, 1990). Os poluentes podem ser adicionados à atmosfera nas diversas formas da matéria, ou seja, na forma de gases e vapores ou no estado sólido e líquido finamente divididos em partículas de tal forma que permanecem suspensos na atmosfera por

determinado tempo. Quanto à sua natureza os poluentes são classificados de acordo com a Quadro 1.

Quadro 1 Classificação dos poluentes conforme sua natureza.

GRUPOS	EXEMPLOS DE POLUENTES
Compostos sulfurosos	H ₂ S, CS ₂ , SO ₂ , SO ₃ , Mercaptanas, Sulfatos
Compostos nitrogenados	HNO ₃ , NH ₃ , NO, NO ₂ , Nitratos
Compostos orgânicos	Ácidos orgânicos, Alcoóis, Aldeídos, Cetonas, Hidrocarbonetos
Compostos de carbono	CO, CO ₂
Compostos halogenados	HCl, HF, Cloretos, Fluoretos,
Metais pesados	Pb, Cd, As, Ni
Material particulado	Mistura de compostos sólidos ou líquidos
Oxidantes fotoquímicos	O ₃ , CH ₂ O, Acroleína, PAN (peroxiacetil nitrato)

Fonte: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2013).

Para facilitar a caracterização da composição atmosférica de um ambiente poluído, as substâncias classificados conforme sua origem em primários e secundários (ZANNETTI, 1990). Os poluentes primários são aqueles emitidos diretamente pela fonte como NH₃ e SO₂, CO₂ e NO_x, causadores da chuva ácida, enquanto os poluentes secundários são originados a partir de reações químicas entre os poluentes primários e os componentes naturais da atmosfera, muitas vezes catalisadas pela radiação solar como é o caso do O₃ e H₂O₂ (ZANNETTI, 1990).

3.2.1 Material Particulado

Entende-se por material particulado o conjunto de poluentes no estado sólido ou líquido, finamente dividido e apresentando composição química variada que se mantém suspenso na atmosfera. O termo aerossóis também é empregado para designar este tipo de poluição. Esses são definidos como um sistema bifásico no qual as partículas sólidas ou líquidas estão suspensas em um gás, que geralmente é o ar (HINDS, 1982).

O material particulado suspenso varia de *Angstroms* (10⁻¹⁰ metros) a frações de centímetros, sendo que as menores partículas necessitam de um microscópio eletrônico para detecção enquanto as partículas maiores podem ser vistas na forma de poeiras, fumos e névoas. É importante destacar que as partículas de maior interesse sob o ponto de vista de

poluição atmosférica são aquelas com dimensões micrométricas até cerca de 100 μm (McKENNA et al., 2008).

De maneira simplificada, segundo McKenna et al. (2008), as partículas podem ser classificadas em $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} . A primeira, também considerada como partículas respiráveis, refere-se àquelas com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 μm . O segundo grupo é também denominado partículas inaláveis e abrange as partículas menores que 10 μm .

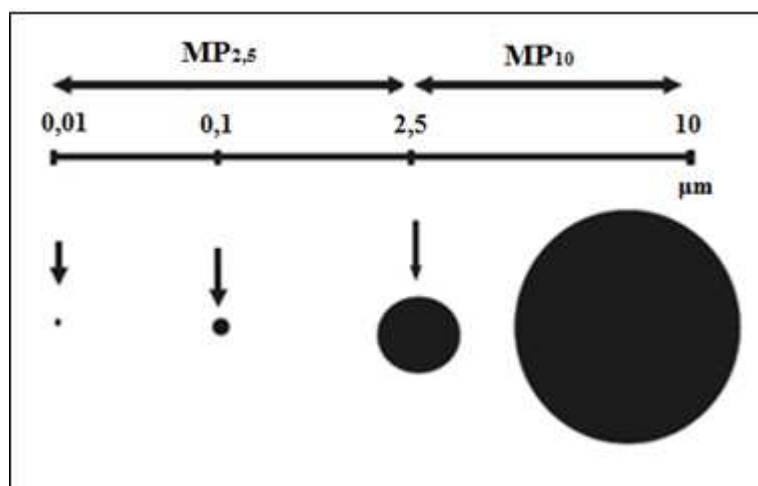


Figura 2 Classificação das partículas conforme o diâmetro aerodinâmico.

Fonte: Tavares (2009).

As partículas de diferentes classes de tamanhos exibem comportamento variável na atmosfera, pois as partículas grossas (MP_{10}) possuem massa suficiente para se depositar mais rapidamente que as partículas finas ($\text{MP}_{2,5}$). As partículas finas, por sua vez, podem ser transportadas por longas distâncias em uma corrente gasosa, de modo que permaneçam em suspensão, sujeitas a causar danos à saúde dos seres vivos.

As partículas de poluentes, apresentando dimensões variadas, estão dispersas na atmosfera e sua capacidade de deposição e/ou penetração no sistema respiratório está intimamente associada ao seu diâmetro aerodinâmico. Esta variável é definida como o diâmetro da esfera de mesma densidade unitária que possua a mesma velocidade que a partícula em questão (WHO, 2000).

3.3 EFEITOS DO MATERIAL PARTICULADO À SAÚDE HUMANA

À medida que os níveis de poluição atingidos nos grandes centros urbanos sofrem acréscimo, a comunidade científica desperta para os vários efeitos adversos sobre a saúde. Alguns se manifestando de forma aguda, decorrentes de curtos prazos de exposição, ou efeitos crônicos, devidos à exposição prolongada aos altos níveis de poluição (SALDIVA, 2007).

O sistema respiratório é organizado estrutural e funcionalmente. Sob o ponto de vista estrutural este sistema é subdividido em superior, que inclui a faringe e estruturas associadas, e o inferior que consiste na laringe, traqueia, brônquios e os pulmões. No que se refere ao seu funcionamento, o sistema respiratório engloba a parte condutora que consiste em uma série de cavidades e tubos interconectados, externos e internos aos pulmões - o nariz, a faringe, a laringe, a traqueia, os bronquíolos e os bronquíolos terminais -, que filtram, aquecem e umedecem o ar, conduzindo-o para dentro dos pulmões; a parte respiratória representada pelos tecidos dentro dos pulmões nos quais ocorrem as trocas gasosas - os bronquíolos respiratórios, os ductos alveolares, os sacos alveolares e os alvéolos, os principais locais de troca gasosa entre o ar e o sangue (TORTORA, 2010). A Figura 3 ilustra a capacidade de retenção do material particulado de diferentes faixas de diâmetro (em micrômetros) nos subsistemas no aparelho respiratório humano.

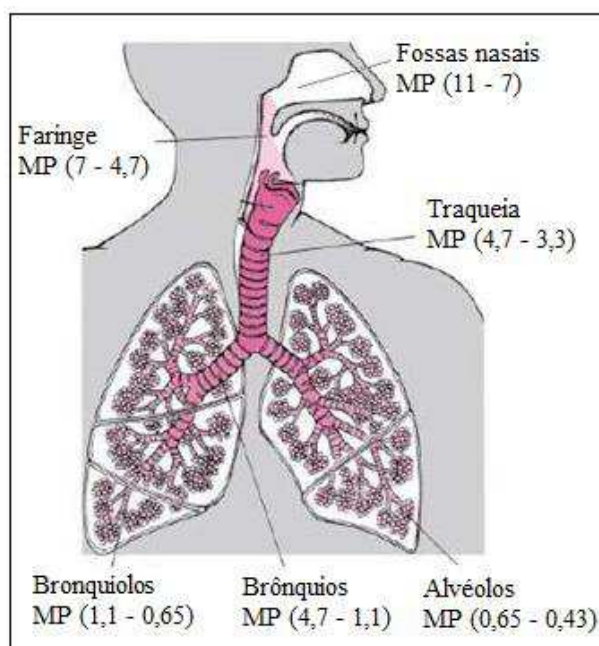


Figura 3 Alcance do material particulado no sistema respiratório humano.

Fonte: Tavares (2009).

O material particulado inalável (MP₁₀) apresenta uma característica importante que é a de transportar gases adsorvidos em sua superfície até as porções mais distais das vias aéreas, onde ocorrem as trocas gasosas no pulmão (BRAGA; PEREIRA; SALDIVA, 2002)

Williamson (1973) enumerou algumas razões da relevância do material particulado na poluição do ar. Dentre os fatores citados destacam-se os danos aos pulmões devido à exposição crônica a altas concentrações de particulados e a potencialização dos efeitos de outros poluentes como o SO₂, visto que algumas cinzas podem catalisar a oxidação do SO₂ a H₂SO₄.

Ferrand (2006) atribui doenças e mortes por doenças cardíacas e pulmonares à inalação de partículas a longo e curto prazo, acrescentando que as dores no peito, palpitações, falta de ar e fadiga são comumente apontados como sintomas.

Pesquisadores como Ostro (1987), Macnee e Donaldson (1999), Latorre et al. (2001), Roseiro (2002), Braga, Pereira e Saldiva, (2002), Gouveia et al. (2003), Nicodemos et al., (2009), Jahn et al. (2011), Pereira et al. (2011) e Nascimento et al. (2012) estabelecem a relação entre morbidade e mortalidade e a poluição por material particulado. Registros da Universidade Estatal de Ohio (EFE, 2011) evidenciaram correlações da poluição atmosférica aos aspectos comportamentais e cognitivos, revelando a susceptibilidade do sistema neural humano aos efeitos da poluição.

3.4 FONTES DE MATERIAL PARTICULADO

Nos estudos de dispersão atmosférica as informações sobre as fontes de poluentes são imprescindíveis devido às associações das mesmas com as condições climáticas e topográficas para a definição dos níveis de poluição. As fontes de material particulado estão inseridas em duas classes principais, as fontes naturais e as antropogênicas.

3.4.1 Fontes Naturais

Antes do advento das atividades humanas, as partículas suspensas e outros poluentes no ar eram oriundos essencialmente de fontes naturais. Nesta classe destacam-se o *spray* marinho composto por algas, bactérias, fungos e sais, partículas de origem vegetal como o pólen das plantas, cinzas e partículas sulfurosas resultantes de emissões vulcânicas, partículas

de poeira resultantes de processos erosivos e ressuspensão de poeira do solo, entre outras fontes (SEINFELD, 1998).

Vallero (2008) suscita que a concentração *background* das fontes naturais nunca poderá ser conhecida, visto que quando o homem iniciou a investigação dos níveis de poluição por material particulado ele já havia poluído o ar com partículas resultantes das ações antrópicas.

Segundo Schnelle (2002), apesar da importância das fontes naturais enquanto emissões fugitivas, as fontes produzidas pelo humano merecem maior atenção em virtude de se poder exercer o controle sobre as mesmas.

3.4.2 Fontes Antropogênicas

As atividades humanas que se intensificaram após a Revolução Industrial desempenham atualmente um papel fundamental na degradação da qualidade do ar. Dentre as fontes antropogênicas destacam-se, principalmente nos grandes centros urbanos, as atividades industriais e o uso de combustíveis fósseis, representado essencialmente pelos veículos automotores (BOUBEL et al., 1994; GODISH, 2004; MENCZEL, 2006). As fontes de emissão antrópicas podem ser classificadas como:

- Pontuais: fonte única de emissão de poluentes lançados a partir de uma chaminé, podendo ser elevadas ou ao nível do solo;
- Lineares: fontes unidimensionais geralmente consideradas ao nível do solo, como as emissões veiculares;
- Área: fontes bidimensionais mais realistas, mas com altura reduzida, por exemplo, uma superfície líquida;
- Volume: fontes tridimensionais, como as emissões vindas de dentro de um edifício, por exemplo.

A disseminação do uso de veículos automotores nas últimas quatro décadas tem sido a grande causa dos níveis alarmantes de poluição nas regiões mais povoadas do mundo (COSTA, 2002; XIMENES et al., 2008; WEEBERB; ABREU, 2012). Locais como a Região Metropolitana de São Paulo - RMSP têm ganhado destaque na evolução das emissões

veiculares (SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2009). Em 2011 as fontes móveis e fixas foram responsáveis pela emissão de aproximadamente 5 mil toneladas de material particulado para a atmosfera na RMSP (Região Metropolitana de São Paulo), dos quais 40% são de origem veicular (CETESB, 2012).

Segundo o censo 2010 do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), a população do município de Uberlândia naquele ano era de 604.013 habitantes e a estimativa para o ano de 2013 é de 646.673, representando um crescimento de aproximadamente 2,3% ao ano. Por outro lado, de 2010 a 2012 a frota veicular do município apresentou um acréscimo de mais de 9% ao ano, passando de 311.127 para 368.028 veículos. Desta forma, estima-se que a relação veículo por habitante deverá aumentar significativamente nos próximos anos, considerando-se o crédito facilitado para a aquisição de veículos e a falta de investimentos em transporte público. Este fato aumenta também a tendência das emissões de poluentes, sobretudo nas vias de tráfego mais intenso da cidade.

3.5 EMISSÕES VEICULARES

O crescimento acelerado das frotas veiculares, sobretudo nos grandes aglomerados urbanos, é uma das principais causas dos impactos negativos na qualidade do ar e, conseqüentemente à saúde humana. Nas últimas décadas inúmeros trabalhos têm sido desenvolvidos no sentido de avaliar quali-quantitativamente a contribuição dos veículos automotores para a degradação do ambiente (HOLMÉN; NIEMEIER, 1998; AZUAGA, 2000; RAZIF; ADIB, 2006; LIMA, E. P., 2007; SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2009; ZHANG et al., 2009; TAVARES, 2009; SHARMA et al. 2010; WEEBERB; ABREU, 2012).

Os veículos componentes das frotas das grandes cidades que utilizam motores a combustão interna podem ser divididos em duas categorias principais, de acordo com o ciclo termodinâmico dos motores: ciclo Otto e ciclo Diesel, cujas diferenças se concentram essencialmente na taxa de compressão, na forma de injeção do combustível e na ignição (LIMA, E. P., 2007). O tipo e a qualidade dos combustíveis também são fatores fundamentais que influenciam nas taxas de emissões de poluentes. Em muitos países o chumbo tetraetila (TEC) ainda é utilizado como aditivo para aumentar o índice de octanagem que, por sua vez, reflete na maior capacidade do combustível ser comprimido sob altas temperaturas na câmara de combustão sem que ocorra a detonação. No entanto, alguns países, como o Brasil, têm

adotado a adição do etanol anidro em substituição ao chumbo como aditivo (*gasohol* ou gasolina C), fato que contribui significativamente com a redução da emissão de partículas pela queima do combustível. Atualmente a gasolina comercializada no Brasil é obrigatoriamente acrescida de etanol, com a finalidade de reduzir o nível de emissão de poluentes e melhorar a octanagem do combustível. A Resolução 01/2013 do CIMA (Conselho Interministerial do Açúcar e do Álcool) recomenda a fixação do percentual obrigatório de adição de etanol anidro à gasolina em 25%

O óleo utilizado como combustível nos motores do ciclo diesel também tem sofrido modificações em sua composição no sentido de reduzir as emissões veiculares, principalmente com relação ao seu teor de enxofre, responsável pelas altas taxas de emissão de SO₂. No Brasil são comercializados 4 tipos de óleo diesel, designados por S-1800, S-500, S-50 e S-10, que significam o teor de enxofre (S) em partes por milhão (ppm) contido no diesel. O combustível com menor conteúdo de enxofre libera uma quantidade menor de óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x) e particulados quando da sua queima.

As emissões veiculares compreendem diversos tipos de poluentes, oriundos da queima dos combustíveis, principalmente em veículos movidos a gasolina e óleo diesel. Dentre as substâncias mais relevantes citam-se os hidrocarbonetos (HC), aldeídos (RCHO) monóxido de carbono (CO), NO_x, SO_x e material particulado (MP) que são liberados em grande parte pelo escapamentos dos veículos e em menor quantidade pelo cárter (MURGEL, 1990; CAPPIELLO, 2002; GODISH, 2004). O material particulado é emitido principalmente pelo tubo de escapamento do veículo a partir da queima do combustível e seus aditivos, porém pode ser originado do desgaste de outros componentes como pneus e freios. As emissões de escapamentos são mais proeminentes e compostas em sua maior parte pela fração fina de partículas, como MP₁₀ e MP_{2,5} (SLEZAKOVA et al., 2013). Segundo Murgel (1990), a emissão de partículas pelos veículos movidos a álcool é praticamente nula, visto que a queima de etanol não tende a formação de fuligem ou outro tipo de partícula.

A taxa de emissão dos veículos depende de vários fatores associados à característica dos mesmos, ao combustível utilizado e sua qualidade, à forma de conduzir, à intensidade de uso e à presença de dispositivos de controle (CAPPIELLO, 2002; LIMA, E. P., 2007). O estudo de Holmén e Niemeier (1998), por exemplo, revelou variações significativas (95%) nas emissões de CO e NO_x entre 24 motoristas conduzindo sob as mesmas condições de tráfego e tipo de veículo na Califórnia.

O uso de catalisadores também apresenta grande importância na redução das emissões de substâncias nocivas à atmosfera. Em veículos do ciclo Otto, os catalisadores, localizados no duto de saída dos gases da câmara de combustão podem ser de dois tipos (HOFFMANN, 2009):

- Catalisadores de oxidação: metais como paládio e platina convertem hidrocarbonetos em monóxido e dióxido de carbono e água.
- Catalisadores de redução: metais como paládio e ródio convertem NO_x em nitrogênio e oxigênio.

Com a intenção de traçar um panorama das emissões, países como Brasil, China, Estados Unidos e Índia, detentores das maiores frotas veiculares do planeta, elaboram anualmente inventários que servem como diretrizes na adoção de políticas públicas que favoreçam a redução das emissões. A CETESB é a agência brasileira de referência mais atuante na avaliação da qualidade do ar. Anualmente são publicados o relatório de qualidade do ar e o de emissões veiculares que demonstram as contribuições de cada categoria de veículo e tipo de combustível nas emissões de CO, NO_x , hidrocarbonetos totais - THC e MP.

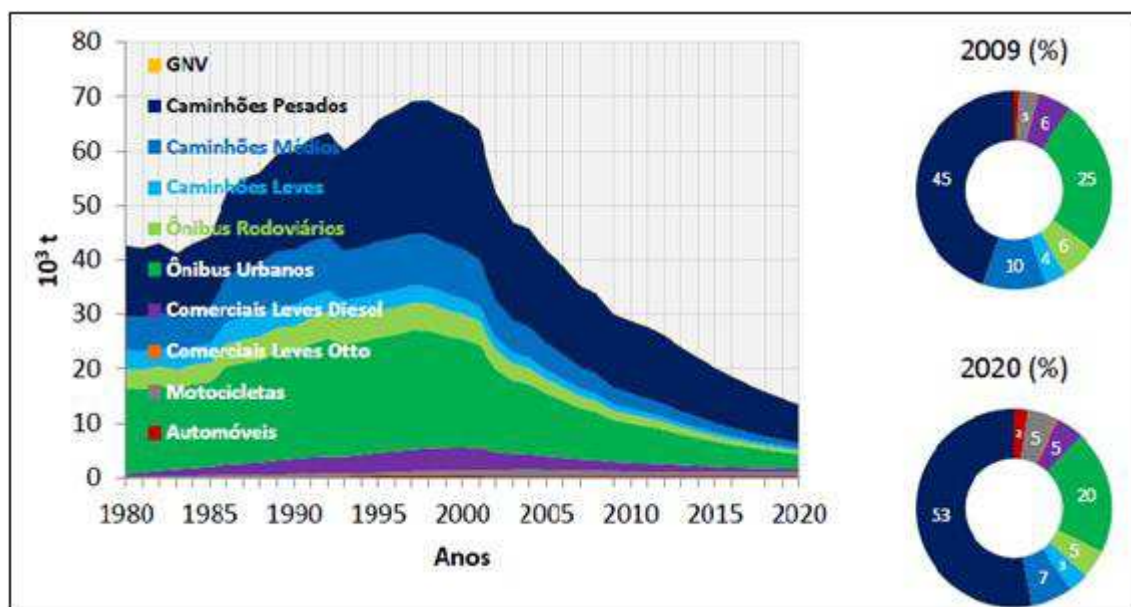


Figura 4 Emissões de MP por categoria de veículos no Brasil.

Fonte: Ministério do Meio Ambiente (2011).

Em 2011 um levantamento realizado no Brasil pela CETESB estimou que no ano de 2009 foram lançadas cerca de 30 mil toneladas de material particulado na atmosfera, sendo 70% das emissões atribuídas aos caminhões pesados e ônibus urbanos movidos a diesel

(Figura 4). A estimativa de 2009 é de menos de metade das emissões de 1997 (69 mil toneladas), redução devida principalmente aos programas de controle implementados nos decorrer dos anos.

3.6 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR E OS PROGRAMAS DE CONTROLE

3.6.1 Regulamentação Americana

A primeira legislação do mundo destinada a controlar a emissão de poluentes veiculares foi promulgada na Califórnia em 1961, estabelecendo a obrigatoriedade da instalação de dispositivos para reduzir a emissão de hidrocarbonetos dos veículos (LIMA, E. P., 2007).

Em 1970, o presidente dos Estados Unidos, Richard Nixon, assinou a lei *Clean Air Act* - CAA, que objetivava o monitoramento e estabelecimento de padrões de qualidade pela *Environmental Protection Agency* - EPA, para assegurar a saúde da população americana face à poluição atmosférica (Tabela 1).

Tabela 1 Padrões americanos de qualidade do ar fixados pela EPA.

Parâmetro	Amostragem	Padrão primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas respiráveis ($\text{MP}_{2,5}$)	24 horas	65	65
	MAA	15	15
Partículas inaláveis (MP_{10})	24 horas ¹	150	150
	MAA ³	50	50
Dióxido de enxofre	3 horas	-	1300
	24 horas	365	-
Dióxido de nitrogênio	MAA	80	-
	MAA ³	100	100
Monóxido de carbono	1 hora	40.000	-
	8 horas	10.000	-
Ozônio	1 hora ¹	235	235
	8 horas	157	157
Chumbo	Média Trimestral	1,5	1,5

Fonte: USEPA (2013).

A agência foi responsável pela instituição do *National Ambient Air Quality Standards* - NAAQS, que se traduz nos níveis máximos de concentração de poluentes, especificados em função de um período médio de tempo.

Os padrões são divididos em primário e secundário. O primário inclui uma margem de segurança adequada à proteção de um grupo de risco, constituído por crianças, idosos e pessoas com problemas respiratórios. O padrão secundário é estabelecido sem considerar explicitamente consequências à saúde humana, mas considerando outros elementos com danos à agricultura, estruturas civis (edifícios, pontes, etc.) e à vida animal, mudanças climáticas, problemas de visibilidade e desconfortos (BRAGA et al., 2005).

3.6.2 Regulamentação Brasileira

No Brasil a criação de limites máximos de concentração de poluentes é pautada na preocupação com as questões ambientais e de saúde pública que alarmaram as populações a partir da década de 1970 e na necessidade de garantir aos cidadãos o direito ao habitat ecologicamente equilibrado, conforme é previsto no Artigo 225 da Constituição Brasileira de 1988.

3.6.2.1 O Pró-Álcool

Impulsionado pela crise do petróleo em 1973, o governo brasileiro investiu na primeira tentativa de tornar o Brasil parcialmente independente dos combustíveis fósseis com a criação do Programa Nacional do Álcool em 1975, que incentivava o desenvolvimento de motores movidos a etanol em substituição à gasolina. Esta medida, embora não levasse em conta os aspectos ambientais que envolveriam a produção e o consumo de etanol no Brasil, foi de extrema importância para a conscientização do emprego do álcool como combustível alternativo que auxiliaria estrategicamente no combate à poluição do ar (MURGEL, 1990).

O programa citado acima, no entanto, não foi levado a diante devido à inversão da situação (queda no preço do petróleo) anos mais tarde. No final da década de 70 as usinas passaram a produzir preferencialmente o açúcar, levando à crise do álcool, intensificada pela falta do combustível nos postos e pelo descrédito dado pelas montadoras de veículos. A produção de etanol só veio experimentar uma nova ascensão quando no final da década de 80

aumentaram as pressões por tecnologias menos poluentes, levando ao surgimento da tecnologia *flex* (veículos movidos a álcool e gasolina) alguns anos adiante.

3.6.2.2 PRONAR e a Resolução CONAMA 03/90

Motivado pelo forte crescimento econômico e industrial nas décadas de 1970 e 1980 e nos constantes debates envolvendo questões ambientais de ordem global, como a Conferências de Estocolmo (1972), desenvolveu-se no Brasil o interesse pela proteção dos recursos naturais, sobretudo nos grandes centros urbanos, o que culminou na criação do Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar – PRONAR - em 1989.

O programa supracitado visava à orientação e controle da poluição atmosférica no país a partir da implementação de uma política de prevenção à deterioração da qualidade do ar, da implementação da rede nacional de monitoramento e do desenvolvimento de inventários de fontes e poluentes prioritários.

A legislação brasileira segue os mesmos moldes da americana no tocante aos poluentes monitorados e na rigorosidade dos padrões. O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional de Meio Ambiente - SISNAMA, por meio de sua Resolução nº 03 de 28 de junho de 1990, instituiu o primeiro dispositivo legal decorrente do PRONAR, estabelecendo a fixação dos padrões nacionais de qualidade do ar apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Padrões nacionais de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA 03/1990.

Parâmetro	Tempo de amostragem	Padrão primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas ¹	240	150
	MGA ²	80	60
Partículas inaláveis (MP ₁₀)	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

¹Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano; ²Média geométrica anual; ³Média aritmética anual.

No que se refere ao material particulado, o parâmetro partículas totais em suspensão (PTS) refere-se às partículas com diâmetro aerodinâmico de 0,1 a 100 μm . Embora o monitoramento e controle das emissões de MP_{2,5} seja de extrema relevância para a proteção da saúde, não são estabelecidos padrões para este poluente na legislação brasileira. No entanto, em estudos recentes a CETESB tem incluído o MP_{2,5} em seus inventários e utilizado os padrões da EPA como referência.

Simultâneos aos padrões de qualidade foram instituídos os índices de qualidade do ar (IQA), uma ferramenta matemática desenvolvida para simplificar o processo de divulgação dos níveis de poluição atmosférica (CETESB, 2013).

Para cada poluente medido é calculado um índice, que é um valor adimensional obtido pela razão entre a concentração de um determinado poluente e seu padrão primário multiplicada por 100 (valor percentual). Dependendo do índice obtido, o ar recebe uma qualificação, que é uma nota para a qualidade do ar, além de uma cor, conforme apresentado na Tabela 3 (CETESB, 2013).

Tabela 3 Índices de qualidade do ar.

Qualidade	Índice	MP ₁₀ (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)	CO (ppm)	NO ₂ (µg/m ³)	SO ₂ (µg/m ³)
Boa	0-40	0-50	0-100	0-9	0-200	0-20
Moderada	41-80	50-100	100-130	9-11	200-240	20-40
Ruim	81-120	100-150	130-160	11-13	240-320	40-365
Muito ruim	121-200	150-250	160-200	13-15	320-1130	365-800
Péssima	>200	>250	>200	>15	>1130	>800

Fonte: CETESB (2013).

A Resolução 003/90 estabelece ainda os critérios para identificação dos episódios críticos de poluição do ar e elaboração de planos de emergência, com o objetivo de prevenir o grave e iminente risco à saúde da população. Este conjunto de medidas é estabelecido conforme o estado declarado (Atenção, Alerta e Emergência). Considera-se episódio crítico de poluição do ar a presença de altas concentrações de poluentes na atmosfera em curtos períodos de tempo, resultante da ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão. Os níveis de Atenção, Alerta e Emergência para cada poluente regulamentado são mostrados na Tabela 4.

Tabela 4 Critérios para episódios críticos de poluição do ar.

Nível	PTS (µg/m ³) 24 h	MP ₁₀ (µg/m ³) 24 h	Fumaça (µg/m ³) 24 h	SO ₂ (µg/m ³) 24 h	NO ₂ (µg/m ³) 1 h	CO (ppm) 8 h	O ₃ (µg/m ³) 1 h
Atenção	375	250	250	800	1130	15	400
Alerta	625	420	420	1600	2260	30	800
Emergência	875	500	500	2100	3000	40	1000

Fonte: CETESB (2013).

3.6.2.3 PROCONVE e PROMOT

Com o objetivo de controlar a poluição atmosférica por veículos automotores o CONAMA, através de sua Resolução nº 18 de 06 de maio de 1986, instituiu o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE e em 2002, na Resolução nº 297/2002, introduziu o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares - PROMOT.

Tais propostas definem os limites de emissão de poluentes de cada categoria e contribuem para o atendimento dos padrões de qualidade do ar do PRONAR. A partir da definição desses limites os fabricantes de automóveis e de combustíveis foram obrigados a adotar tecnologias que favorecessem a redução gradativa dos níveis de emissão de poluentes como CO, CO₂, NO_x, HC, aldeídos e MP. Em razão das diferenças na dinâmica dos motores automotivos, o PROCONVE estabelece a classificação dos veículos em função de seu Peso Bruto Total - PBT, sendo que as fases caracterizadas por “L” para veículos leves e “P” para veículos pesados têm sido implantadas segundo cronogramas diferenciados desde 1988. Apresenta-se a seguir, no Quadro 2, um resumo da estratégia da implantação do PROCONVE para veículos leves.

Quadro 2 Estratégia de implantação do PROCONVE para veículos leves.

Fase	Implantação	Inovações
L-1	1988-1991	<ul style="list-style-type: none"> - Controle das emissões evaporativas; - Recirculação dos gases de escapamento para controle das emissões de NO_x; - Injeção secundária do ar no coletor de exaustão para o controle de CO e HC; - Implantação de amortecedor da borboleta do carburador para controle do HC e a otimização do avanço da ignição.
L-2	1992-1996	<ul style="list-style-type: none"> - Injeção eletrônica; - Carburadores assistidos eletronicamente; - Conversores catalíticos. - Em 1994 iniciou-se o controle de ruído dos veículos.
L-3	1997-2004	<ul style="list-style-type: none"> - Sensor de oxigênio (denominado "sonda lambda"); - Conversor catalítico de três vias; - Sistemas eletrônicos de injeção e ignição.
L-4	2005-2008	<ul style="list-style-type: none"> - Redução das emissões de HC e NO_x (substâncias precursoras do ozônio); - Otimização da geometria da câmara de combustão e dos bicos de injeção; - Aumento da pressão da bomba injetora e a injeção eletrônica.
L-5	2009 - 2013	<ul style="list-style-type: none"> - De maneira análoga à fase L-4, as inovações tecnológicas se deram na otimização da geometria da câmara de combustão e dos bicos, o aumento da pressão da bomba injetora e a injeção eletrônica; - Redução de 31% das emissões de hidrocarbonetos não-metano para os veículos leves do ciclo Otto e de 48% e 42% para as emissões de NO_x para os veículos leves do ciclo Otto e Diesel, respectivamente. - As emissões de aldeídos foram reduzidas em aproximadamente 67% para os veículos do ciclo Otto.

As ações tomadas para a minimização da emissão de poluentes por veículos leves não se referem diretamente à geração de material particulado, embora as medidas adotadas também colaborem para a redução deste. Por outro lado, as inovações propostas para os veículos pesados têm como principal objetivo a diminuição das emissões de particulados, hidrocarbonetos e SO₂, presentes em quantidade significativa nas emissões derivadas da combustão de óleo diesel. O Quadro 3 explicita as inovações implementadas para os veículos pesados no Brasil.

Quadro 3 Estratégia de implantação do PROCONVE para veículos pesados.

Fase	Implantação	Inovações
P-1 e P-2	1990-1993	- Em 1990 já estavam sendo produzidos motores com níveis de emissão menores que aqueles que seriam requeridos em 1993; - Os limites para emissão gasosa (fase P-1) e MP (fase P-2) não foram exigidos legalmente.
P-3	1994-1997	- Desenvolvimento de novos modelos de motores visando à redução do consumo de combustível; - Aumento da potência e redução das emissões de NO _x por meio da adoção de <i>intercooler</i> e motores turbo; - Redução drástica das emissões de CO (43%) e HC (50%).
P-4	1998-2002	- Reduziu ainda mais os limites criados pela fase P-3.
P-5	2003-2008	- Teve como objetivo a redução de emissões de MP, NO _x e HC.
P-6	2009-2011	- O objetivo principal, assim como na fase cinco, era a redução de emissões de MP, NO _x e HC.
P-7	A partir de 2012	- Recirculação do gás de escapamento, reduzindo a temperatura de combustão e eliminando o NO _x ; - Sistema de turboalimentação mais complexo e filtro de partículas no sistema de escape; - Redução catalítica seletiva (ARLA-32) ¹ .

¹ARLA 32 é uma solução a 32,5% de uréia usada em conjunto com o sistema de redução catalítica seletiva (SCR) para reduzir quimicamente as emissões de óxidos de nitrogênio presentes nos gases de escape dos veículos a diesel.

Em paralelo às determinações de alterações nas características dos motores, o PROCONVE também estabelece os limites máximos das emissões das categorias de veículos. As fases do programa para veículos leves (fases L) não contemplam as reduções de emissão de MP, cujos limites só são regulamentados para veículos pesados, conforme a Tabela 5.

Tabela 5 Fatores de emissão para veículos pesados a diesel.

Fases do PROCONVE	Fator de emissão de MP (g/km)
Pré PROCONVE, P1 e P2	0,5840
P3	0,2904
P4	0,1136
P5	0,0706
P7	0,0172

Fonte: Ministério do Meio Ambiente - MMA (2011).

Para veículos com massa total máxima maior que 3856 kg (veículos pesados de transporte de passageiros e/ou carga), majoritariamente movidos a diesel as inovações são estabelecidas no sentido de reduzir especialmente as emissões de MP e NO_x, uma vez que esses poluentes são emitidos a uma taxa maior do que nos veículos leves.

Os efeitos da adoção de limites de emissão, cada vez mais restritivos por parte do PROCONVE, são nitidamente observados quando se trata da emissão de MP por veículos do ciclo Diesel. A Figura 5 dá a dimensão das reduções progressivas dessas emissões, principalmente a partir de 2002, quando vigorava a fase P-4 do programa. Esse processo se acelerou com a fase P-5, mas em face da não implantação de ações projetadas (fase P-6 em 2009), a estimativa é que uma tendência maior de redução de emissões terá impulso somente a partir de 2012, com a entrada em vigor da fase P-7 do PROCONVE.

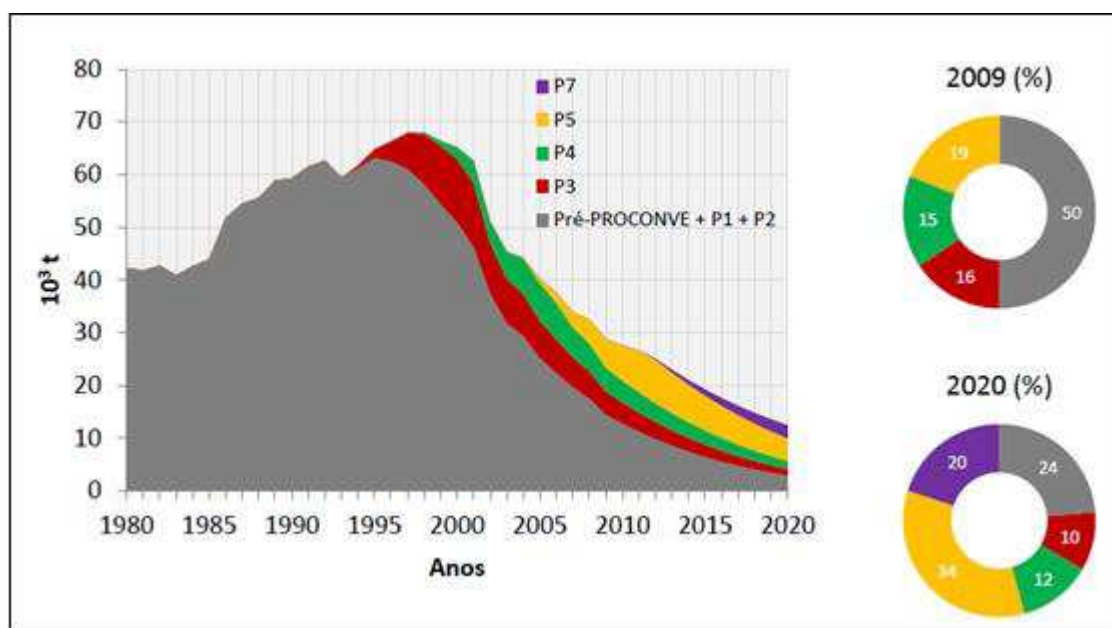


Figura 5 Emissões de MP por veículos do ciclo Diesel por fase do PROCONVE.

Fonte: MMA (2011).

A não implantação da fase P-6 deveu-se à tardia regulamentação das especificações do combustível, por parte da ANP, o que tornou o prazo insuficiente para a adequação e produção do combustível chamado P-50 (óleo diesel com teor máximo de 50 ppm de enxofre) e para a produção dos veículos chamados EURO 4 (referência do programa europeu), com as características necessárias para cumprimento dos níveis de emissão de poluentes exigidos.

3.7 DISPERSÃO DE POLUENTES NA ATMOSFERA

O estudo da dispersão dos poluentes no ar é um problema multidisciplinar devido as suas causas e efeitos em aspectos biológicos, físico-químicos, meteorológicos, econômicos e políticos (PANOFSKY, 2006).

É importante destacar que a dispersão atmosférica envolve uma série de fenômenos que independem das características da fonte emissora, de forma que para uma determinada taxa de emissão podem-se atingir diferentes níveis de concentração de poluentes a depender principalmente das condições atmosféricas e de turbulência (NICODEMOS, et al., 2009). Dentre os fenômenos mais relevantes devem ser destacadas a variabilidade da espessura da camada limite, a estabilidade atmosférica e a inversão térmica (BOÇON, 1998), cujas características e influências na dispersão são clarificadas a seguir.

3.7.1 A Camada Limite Atmosférica

A atmosfera é reconhecida como o maior meio receptor de efluentes resultantes das atividades humanas (BOÇON, 1998). A fase receptora dos poluentes é a chamada Camada Limite Atmosférica - CLA e também mencionada em alguns casos como camada de fricção. Para Stull (1988) a CLA é definida como a região na qual a atmosfera experimenta os efeitos das forças de superfície através das trocas verticais de *momentum*, calor e massa. Esses efeitos refletem na ocorrência de um comportamento turbulento da atmosfera, essencial para a diluição de poluentes na CLA. Em outras palavras, a delimitação da CLA permite conhecer, em um domínio pré-definido, o volume disponível para a dispersão de gases e partículas.

Zannetti (1990) destaca uma abordagem tradicional que divide a CLA verticalmente em subcamadas, caracterizadas da seguinte maneira:

- Subcamada laminar: É a camada próxima ao solo até a altura do comprimento da rugosidade z_0 . Nessa camada os fluxos turbulentos prevalecem sobre a viscosidade molecular, exceto muito próximo ao solo (cerca de 1 mm acima do solo) onde o movimento é essencialmente laminar. Segundo Panofsky (2006), o comprimento de rugosidade varia de 0,1 cm (superfície lisa) até alguns centímetros (edificações). O autor destaca que esse valor não é a medida real da altura desses elementos rugosos, mas se refere ao tamanho proporcional dos turbilhões que se desenvolvem entre os elementos.
- Camada superficial: Vai de z_0 até h_s , onde h_s varia de 10 a 200 m. Nessa camada os fluxos de *momentum*, calor e umidade são considerados independentes da altura e o efeito de Coriolis¹ é geralmente negligenciado.
- Camada de transição (camada Ekman): se estende de h_s até z_i , onde z_i varia de 100 a 2000 m. O topo da camada limite z_i é o nível mais baixo na atmosfera onde a superfície não influencia as variáveis dependentes através da transferência de massa turbulenta. Em situações especiais como durante tempestades a camada limite pode se estender até a estratosfera.

As propriedades meteorológicas de cada camada afetam a dispersão de poluentes. Entre z_0 e z_i os fenômenos turbulentos prevalecem sobre os fenômenos moleculares. Abaixo de z_0 e acima de z_i a turbulência não é completamente desenvolvida de tal forma que a difusão molecular desempenha uma função mais significativa na transferência de massa e energia, porém em ordem de magnitude menor do que a difusão turbulenta (ZANNETTI, 1990).

Convém suscitar que embora as delimitações da CLA sejam teoricamente aceitas, sua espessura não é constante devido às variações dos perfis de temperatura potencial ao longo de um ciclo diário. Os processos de aquecimento e resfriamento do solo em resposta à radiação solar são os responsáveis pelas alterações na camada limite. A turbulência térmica causada por essas variações de temperatura é um dos mais importantes processos de transporte e muitas vezes são usadas na definição da CLA (STULL, 1988).

A profundidade da CLA é fortemente influenciada pelo ciclo de radiação solar recebida pela Terra. Quando a superfície fria do solo é aquecida, a camada de ar acima do solo sofre um aumento de temperatura resultando em um gradiente vertical térmico negativo e ocasionando um fluxo convectivo que causa a expansão da CLA. Esta camada instável aumenta durante todo o período da manhã, atingindo seu máximo no fim da tarde (STULL,

¹ O efeito de Coriolis é a tendência de um corpo em movimento sobre a superfície da Terra a mudar sua trajetória devido à direção e velocidade rotacional da Terra.

1988). Ao por do sol a espessura da camada turbulenta começa a diminuir devido ao resfriamento da superfície e à menor ocorrência de movimentos verticais.

Boçon (1998) explica que mesmo quando a convecção é o mecanismo dominante, normalmente há o efeito de cisalhamento do vento na parte superior da camada de mistura, o que contribui para a geração de turbulência. Durante o dia a camada inversão localiza-se logo acima da CLA e pode ser interpretada como uma barreira à dispersão vertical, pois a diminuição do nível de turbulência para altitudes superiores torna o escoamento praticamente laminar com um perfil de velocidade de vento uniforme devido ao decréscimo do efeito da fricção com a superfície. No período noturno a CLA apresenta maior nível de turbulência próximo ao solo onde a produção mecânica de turbulência por efeitos de cisalhamento compensa os efeitos de empuxo, reduzindo assim a espessura da camada de mistura.

3.7.2 Estabilidade Atmosférica

Os fenômenos dispersivos ocorrentes na atmosfera estão intimamente associados ao nível de turbulência originado pelos fluxos verticais observados ao longo de um dia. A variabilidade das condições atmosféricas em função do espaço e do tempo desempenha um papel fundamental na capacidade de dispersão dos poluentes na porção inferior da troposfera, o que justifica o fato de o ciclo de aquecimento e resfriamento da superfície da Terra, responsável por tais movimentos verticais da atmosfera, ser uma das principais causas da ocorrência de altas concentrações de gases e partículas (BOÇON, 1998).

A estabilidade atmosférica, segundo Hanna (1982), é determinada pela capacidade da atmosfera resistir ou intensificar os movimentos verticais durante o ciclo de aquecimento e resfriamento da superfície terrestre, de forma que se a densidade de uma parcela de ar é menor que a do ambiente ($\rho_p < \rho_a$ ou $T_p > T_a$), esta parcela de ar é acelerada para cima. No caso contrário, se a densidade desta parcela de ar é maior que a do ambiente ($\rho_p > \rho_a$ ou $T_p < T_a$), a mesma é acelerada para baixo. A condição neutra se estabelece quando $T_p = T_a$, ou seja, o deslocamento vertical do ar não é afetado pelas forças de flutuabilidade. Dessa forma, os critérios de estabilidade podem ser formalizados da seguinte maneira:

$$\text{Instável: } \frac{\partial T_a}{\partial z} < -0,98^\circ\text{C}/100 \text{ m} \quad (3)$$

$$\text{Neutra: } \frac{\partial T_a}{\partial z} = -0,98^\circ\text{C}/100 \text{ m} \quad (4)$$

$$\text{Estável: } \frac{\partial T_a}{\partial z} > -0,98^\circ\text{C}/100 \text{ m} \quad (5)$$

A Figura 6 ilustra os tipos de perfis de temperatura encontrados na baixa atmosfera ao longo de um ciclo diário. A linha 1 mostra um perfil adiabático que caracteriza a classe neutra, onde T decresce com a altura, de forma que mesmo que qualquer movimento vertical seja transmitido a uma parcela de ar, sua densidade ou temperatura é mantida no mesmo nível do ar em suas vizinhanças.

É válido destacar que as condições adiabáticas normalmente são atingidas quando o céu está carregado de nuvens, o que impede a penetração da radiação solar e permite que a temperatura da Terra seja semelhante à do ar logo acima de sua superfície. Os movimentos verticais são, portanto, resultados da turbulência térmica sofrida pelas massas de ar.

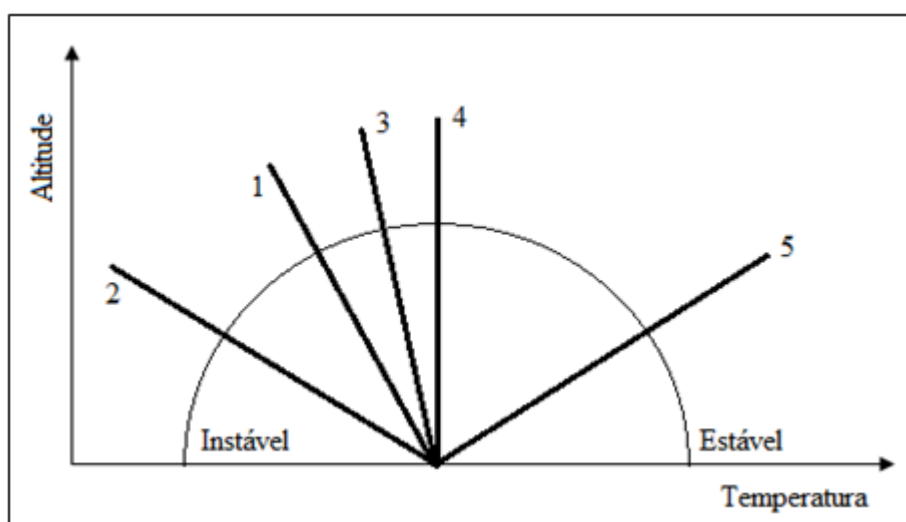


Figura 6 Perfis de temperatura na atmosfera.

Fonte: Adaptada (SEINFELD, 1998).

Na linha 2 (instável) uma parcela de ar estará a uma temperatura maior que o ar ambiente, o que intensifica seu movimento ascendente. Na curva 3 a parcela de ar está a uma temperatura menor que a sua vizinhança, originando um movimento descendente que caracteriza uma condição estável. Na curva 4 (estável) a temperatura é constante com a altura. Na linha 5 a temperatura aumenta rapidamente com a altura, sendo a atmosfera extremamente estável nesta condição.

A uma distância próxima da superfície do solo (algumas centenas de metros) a temperatura do ar normalmente decresce com a altitude. Durante a noite o ar próximo à superfície se resfria mais rapidamente do que o ar logo acima ocasionando um gradiente negativo de temperatura e caracterizando um nível estável de turbulência, fenômeno conhecido como inversão térmica, conforme destaca a Figura 7 (MANAHAN, 2000; SCHNELLE, 2002). Este gradiente conduz ao aprisionamento de uma camada de ar frio próxima ao solo por uma camada de ar quente logo acima, condição que praticamente cessa a capacidade de mistura da carga de poluentes (CHEREMISINOFF, 2002). No decorrer do dia, devido ao aquecimento pela radiação solar, esse perfil volta a se inverter, exceto em dias nublados nos quais se observa um perfil uniforme de temperatura (BRAGA et al., 2005).

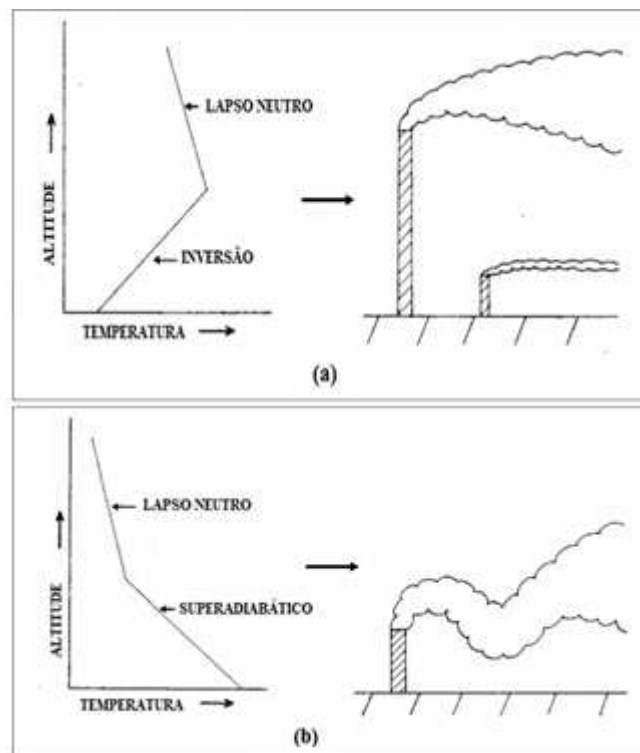


Figura 7 Perfis de temperatura/pluma associados aos períodos noturno (a) e diurno (b).
Fonte: Turner (1970).

A forma mais usual de se caracterizar a estabilidade atmosférica é o método empírico das classes de estabilidade sugeridas por Pasquill em 1961, como mostra a Tabela 6, que se fazem úteis nos estudos de dispersão atmosférica que utilizam os modelos de pluma gaussiana (BOÇON, 1998).

Tabela 6 Classes de estabilidade de Pasquill.

Velocidade do vento a 10 m do solo (m/s)	Radiação solar (W/m ²)			Fração de cobertura de nuvens à noite	
	>700	350 a 700	<350	>50%	<50%
<2,0	A	A – B	B	-	-
2,0-3,0	A - B	B	C	E	F
3,0-5,0	B	B – C	C	D	E
5,0-6,0	C	C – D	D	D	D
>6,0	C	D	D	D	D

Fonte: Zannetti (1990).

Segundo Turner (1970), além da turbulência térmica, a rugosidade da superfície do solo cria também a turbulência de origem mecânica, afetando a diluição de materiais na atmosfera e os perfis de vento horizontal. À medida que a velocidade do vento aumenta o efluente de uma fonte contínua dispõe de um volume maior de ar por unidade de tempo para ser diluído. No entanto, de acordo com Boubel et al. (1994), a magnitude dos turbilhões causados pela turbulência térmica são maiores e mais relevantes que aqueles causados por turbulência mecânica.

3.7.3 Direção do Vento

A avaliação dos impactos de uma fonte sobre um determinado receptor é influenciada ainda pela direção para a qual o vento flui. De acordo com Zannetti (1990), durante um ciclo diário podem ser observadas variações significativas de velocidade e direção do vento, originado pelo gradiente de pressão no topo da CLA e alterado pela contribuição das forças friccionais do terreno.

Vallero (2008) afirma que uma mudança de cinco graus na direção do vento causa alterações de cerca de 10% na concentração de um poluente no receptor sob condições instáveis, aproximadamente 50% em condições neutras, chegando a 90% sob condições estáveis.

3.8 MODELAGEM MATEMÁTICA DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

O transporte e a dispersão de poluentes envolvem mecanismos de ampla diversidade e complexidade de modo que o emprego de modelos matemáticos torna-se imprescindível em suas descrições; a modelagem se configura como importante elo entre a gestão da qualidade do ar e o seu monitoramento (MOREIRA; TIRABASSI, 2004). A principal aplicação da modelagem da dispersão, portanto, é investigar os cenários de qualidade do ar de forma que os impactos ambientais associados a uma determinada área possam ser preditos e quantificados (ZANNETTI, 1990; COLLETT; ODUYEMI, 1997).

Zannetti (1990) destaca duas abordagens distintas para os problemas de modelagem da poluição do ar. A primeira é chamada aproximação física, na qual as condições meteorológicas e de emissão são reproduzidas sob regimes de fluxo controlados em um túnel de vento, por exemplo. Elementos traçadores representando os poluentes atmosféricos são lançados na corrente de ar e seu transporte monitorado por instrumentos apropriados. A segunda aproximação, fundamentalmente classificada como aproximação matemática, tenta reproduzir ou prever a qualidade do ar por meio da manipulação de relações físicas e matemáticas com o auxílio de algoritmos e *softwares* computacionais.

A disponibilidade de recursos computacionais avançados tem permitido o desenvolvimento de inúmeros modelos de qualidade do ar, cada um com suas especificidades, vantagens e desvantagens (MOREIRA; TIRABASSI, 2004). Modelos com uma abordagem determinística são os mais comuns e, quando bem calibrados, apresentam boa precisão na previsão de campos de concentração de poluentes. Nesse contexto, Moraes (2004) salienta que os modelos Gaussianos apresentam algumas particularidades que, apesar de limitar sua aplicação, os colocam como os mais recomendados aos estudos de impacto ambiental.

3.8.1 Modelos Gaussianos

Os modelos Gaussianos fundamentam-se na solução analítica da equação de advecção-difusão de uma espécie em situações idealizadas, representada abaixo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -V \cdot \nabla C + D \nabla^2 C + S \quad (6)$$

O primeiro termo após a igualdade refere-se à parcela advectiva, na qual o movimento é devido, simplesmente, ao movimento das partículas do fluido (ar), enquanto o segundo termo diz respeito ao transporte difusivo do poluente, ou seja, o movimento das moléculas do poluente é proporcionado pelo gradiente de concentrações existente. O termo “S” contabiliza fatores como mudanças de fase e reações químicas entre as espécies. Como o transporte turbulento prevalece fortemente na dispersão atmosférica o termo difusivo geralmente é negligenciado.

Na aproximação Gaussiana os coeficientes de dispersão, σ_y e σ_z desempenham papel fundamental, já que representam a influência da turbulência da atmosfera na dispersão. A concentração do poluente é calculada através da fórmula algébrica que segue:

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left(\exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right) \left(\exp\left(\frac{-(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right) + R_g \exp\left(\frac{-(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right) \quad (7)$$

Onde $C(x, y, z)$ é a concentração da espécie em um ponto (x, y, z) , x é a distância horizontal da fonte na direção do vento, y é a distância horizontal a partir do eixo central da pluma, z é a distância vertical a partir do solo, Q é a taxa mássica de emissão da espécie poluente, u é a velocidade média do vento, H é a altura efetiva de lançamento da pluma e R_g é o coeficiente de reflexão do solo, onde $(0 \leq R_g \leq 1)$. Os parâmetros σ_y e σ_z são os desvios padrões da distribuição de concentrações na pluma, o que representam os coeficientes de dispersão lateral e vertical, respectivamente.

O nome de tais modelos é derivado da hipótese de que a distribuição espacial dos poluentes, ambos vertical e transversalmente à direção do vento, é descrita por uma curva normal, ou curva de Gauss, como mostra a Figura 8. Nesta abordagem assume-se que a concentração média da espécie poluente atinge um valor máximo no centro da pluma e decresce exponencialmente até as extremidades.

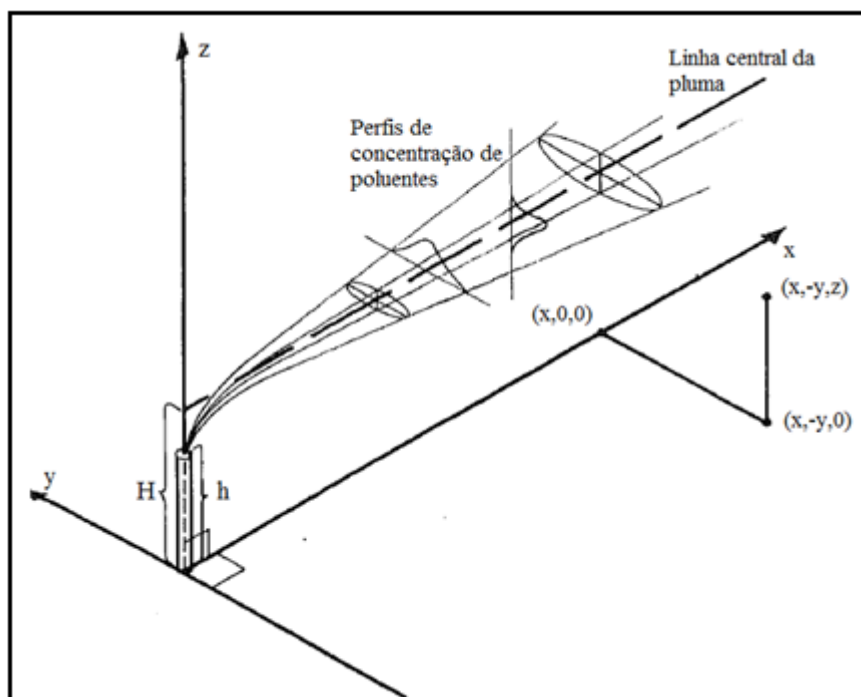


Figura 8 Desenho esquemático da dispersão gaussiana.
 Fonte: Turner (1970).

Na adoção de um modelo gaussiano, assume-se, portanto, que a dispersão de uma espécie é fortemente dependente do correto cálculo dos desvios padrões das concentrações no interior da pluma, que por sua vez são funções do nível de turbulência, ou seja, da estabilidade atmosférica, tendendo a diminuir para situações mais estáveis.

Considerando as classes de estabilidade desenvolvidas por Pasquill, Gifford (1961) propôs as correlações mais largamente utilizadas atualmente para determinar os coeficientes de dispersão, conhecidas como as curvas de Pasquill-Gifford, ilustradas nas Figuras 9 e 10, que relacionam σ_y e σ_z com a distância da fonte na direção do vento (x) e a classe de estabilidade. O uso destas correlações se justifica pelo fato de os parâmetros serem determinados a partir de medidas atmosféricas reais (BOÇON, 1998).

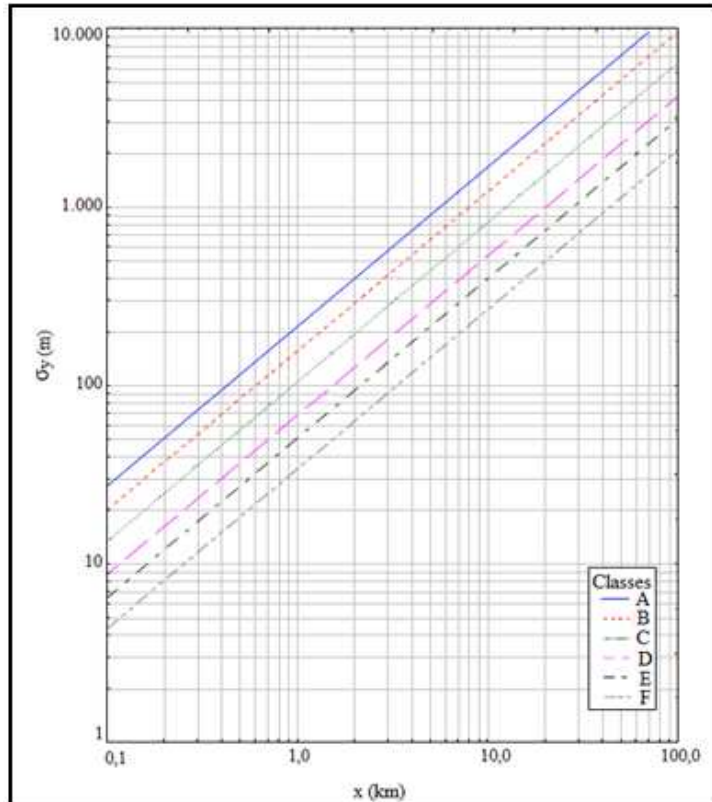


Figura 9 Correlação para o coeficiente de dispersão horizontal, σ_y .

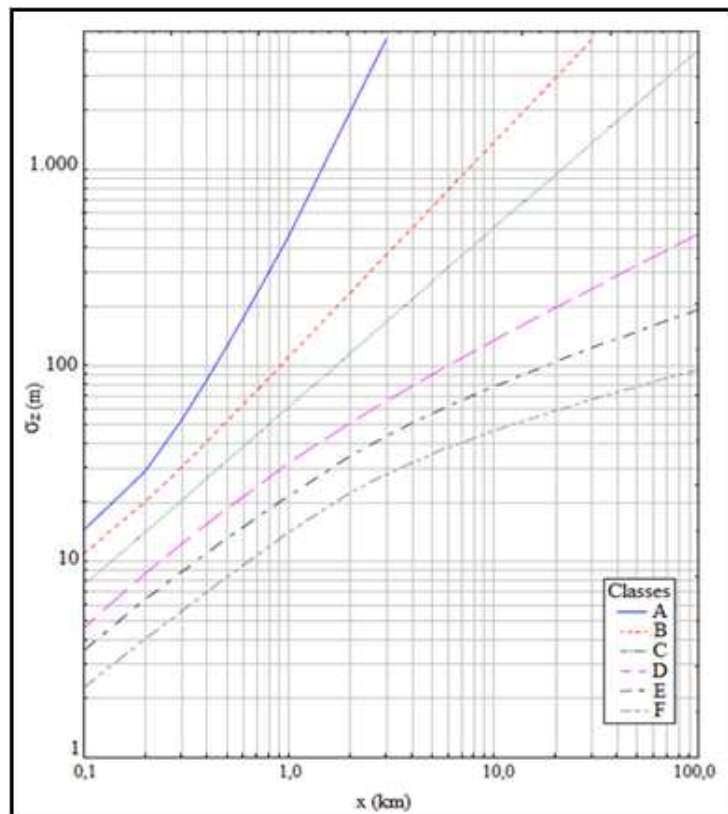


Figura 10 Correlação para o coeficiente de dispersão vertical, σ_z .

Para que a equação diferencial de conservação de massa seja reduzida à forma da equação 7, são adotadas basicamente três hipóteses que se resumem em:

- a) Terreno plano, sem a presença de edifícios altos ou outros obstáculos;
- b) Velocidade unidirecional e constante do vento;
- c) Condições homogêneas e estacionárias de turbulência atmosférica.

Com exceção da primeira suposição, as demais geralmente não podem ser sustentadas na realidade, visto que as emissões e condições meteorológicas assumem perfis altamente variáveis e não lineares por natureza. Todavia, tais modelos têm sido aceitos como uma ferramenta de trabalho na avaliação da qualidade do ar devido à sua simplicidade, de forma que os parâmetros de dispersão (σ_y e σ_z) podem ser determinados a partir de medidas atmosféricas reais. Portanto, a relativa facilidade de utilização dos modelos Gaussianos e, especialmente, a disseminação de sua metodologia para fins regulatórios, têm estimulado os pesquisadores em qualidade do ar a remover algumas das limitações da teoria Gaussiana no tratamento de situações mais complexas (ZANNETTI, 1990).

3.8.2 Modelos Gaussianos para Fontes Lineares

Os modelos Gaussianos de fontes lineares admitem que as vias de tráfego são estimadas como fontes linha com emissões constantes a partir das quais os poluentes se dispersam segundo uma distribuição normal (HOLLOWAY et al., 2005). A qualidade do ar nas proximidades de interseções urbanas tem sido objeto de inúmeras publicações. Pandian et al. (2009) fornecem um fluxograma para a modelagem de emissões de poluentes veiculares e incluem uma raiz ramificada em três componentes independentes relacionados ao tráfego, ao veículo e à via, conforme a Figura 11 .

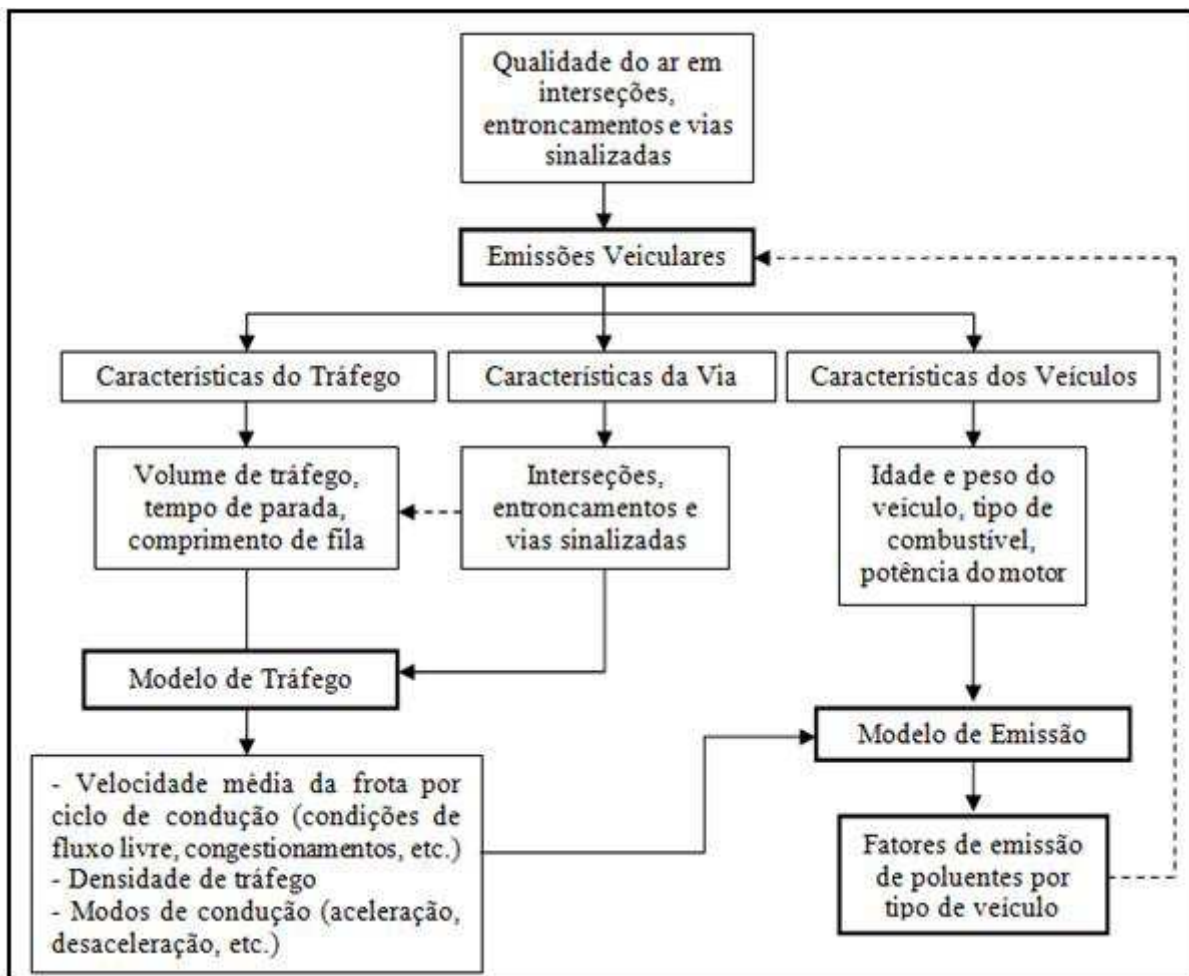


Figura 11 Árvore de modelagem de emissões veiculares.

Fonte: Pandian et al. (2009).

Na literatura especializada existem diversos trabalhos que mostram a aplicabilidade e a especificidade de alguns modelos Gaussianos idealizados no estudo de dispersão de poluentes (NAGENDRA; KHARE, 2002). Considerando o incremento da participação das emissões automotivas, destacam-se, como foco deste trabalho, os modelos de dispersão veiculares, como o caso dos modelos HIWAY, sugeridos pela EPA, o *California Line Source* - CALINE e sua segunda versão – CALINE 2, cujas performances foram comparadas e apresentadas por Noll et al. (1978). A análise de sensibilidade acusou a forte dependência dos três modelos com relação à direção do vento, resultando em superestimação das concentrações de CO para condições de vento paralelo à via de tráfego e subestimação para as condições de vento perpendicular e oblíquo.

Luhar e Patil (1989) apresentaram as peculiaridades do modelo GFLSM - *General Finite Line Source Model* em comparação ao GM - *General Motors Model*, HIWAY2 e CALINE 3. A validação dos modelos na predição dos níveis de CO próximos a uma

interseção em Bombay, na Índia revelou a melhor performance do GFLSM comparado aos demais modelos. Benson (1992) estabeleceu a comparação entre os modelos CALINE 3 e CALINE 4 e encontrou resultados que indicaram avanços modestos na capacidade de predição da versão mais nova. Yura et al. (2007) também avaliaram a capacidade de predição da concentração de $MP_{2,5}$ do CALINE 4 comparada a um modelo estatístico fundamentado em séries temporais (modelos aditivos generalizados). Os resultados revelaram que embora tenha proporcionado desempenho superior ao do modelo de abordagem estatística, o CALINE 4 apresentou algumas limitações acerca da intensidade de tráfego e diferenças na topografia do local na predição de $MP_{2,5}$.

Dentre os modelos dedicados à predição das concentrações de material particulado suspenso próximo a interseções, destacam-se as quatro versões do CALINE, o CAL3QHC - *California Line Source for Queuing & Hot Spot Calculations* e sua versão refinada, o CAL3QHCR. Os dois últimos se apresentam como versões aperfeiçoadas do CALINE 3, com aprimoramentos que permitem considerar a contribuição dos veículos parados em interseções sinalizadas no incremento das concentrações ambientes, especialmente para CO e material particulado.

Mishra e Padmanabhamutry (2003), Gokhale e Raokhande (2008) e Chen et al. (2008) evidenciaram a superioridade do modelo CAL3QHC na capacidade de predição das concentrações de material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) em diferentes interseções perante diversos outros modelos Gaussianos. Em todos eles, porém, foi detectada a inabilidade do modelo na predição em condições de calmaria ($u < 1$ m/s).

3.8.3 Modelo CAL3QHC

O CAL3QHC é o modelo recomendado pela EPA para avaliação da dispersão de CO e MP em interseções de vias sinalizadas (EPA, 1995). O modelo inclui o CALINE 3, desenvolvido para prever as concentrações de poluentes próximas a uma via de tráfego, originadas da exaustão de veículos sob condições de fluxo livre e ainda incorpora um algoritmo para a estimativa do comprimento das filas formadas em interseções sinalizadas, contabilizando a contribuição das emissões dos veículos parados, estimados e convertidos em fontes linha usando o formato de *link* do CALINE 3.

É importante destacar que o CAL3QHC requer todos os dados de entrada do CALINE 3, inclusive a geometria das vias, localização dos receptores, condições meteorológicas e taxas de emissão veicular, tempo de ciclo do sinal e informações que descrevem a configuração da interseção.

De acordo com a Figura 12, o CALINE 3 divide cada *link* em uma série de elementos, cujas concentrações são computadas e somadas para originar a concentração total em um determinado receptor. O primeiro elemento é formado por um quadrado de lados iguais à largura da via.

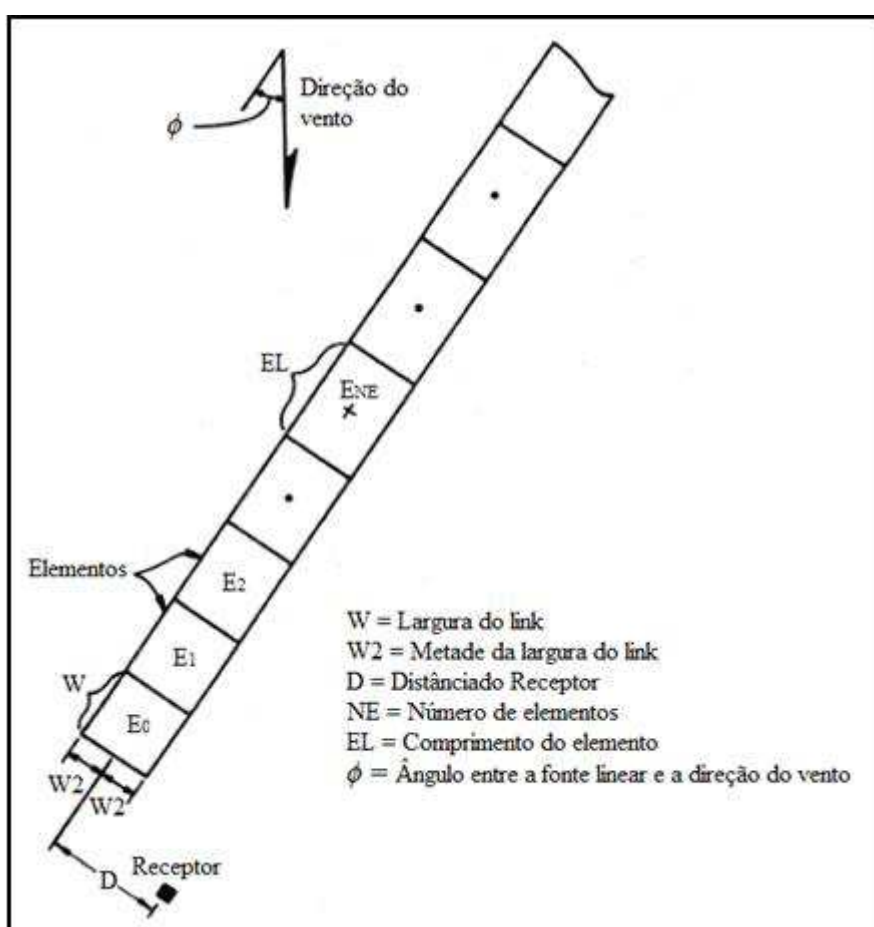


Figura 12 Formulação Gaussiana por elementos.

Fonte: Adaptado de EPA (1995).

O tamanho dos elementos subsequentes aumenta em função da distância do receptor a fim de melhorar a eficiência computacional (MISHRA; PADMANABHAMUTRY, 2003), de forma que o comprimento dos demais elementos é definido pela equação 8:

$$EL = W \cdot \text{BASE}^{(NE-1)} \quad (8)$$

Onde o fator BASE, que determina o crescimento do elemento, é dependente da direção do vento da forma apresentada na Tabela 7. O valor EL denota o comprimento do elemento finito em metros, W é a largura do link (via de tráfego), também expressa em metros e NE é o número de elementos.

Tabela 7 Parâmetros da equação 8 empregados na determinação do comprimento do elemento finito.

Ângulo entre direção do vento e eixo da pista	Fator BASE
$\phi < 20$	1,1
$20 \leq \phi \leq 50$	1,5
$50 \leq \phi \leq 70$	2,0
$70 \leq \phi$	4,0

Fonte: EPA (1995).

Cada elemento é modelado como uma fonte linear finita - FLS, posicionada na direção normal à direção do vento e centrada no ponto médio do elemento, conforme mostrado na Figura 13. Para cada fonte linear é traçado um eixo de coordenadas cartesianas de forma que a pluma emitida pela fonte se dispersa de forma normal na direção do vento (eixo x). O cálculo da concentração de poluentes pelo modelo CAL3QHC em cada receptor selecionado é efetuado mediante o somatório das contribuições de cada fonte linear finita.

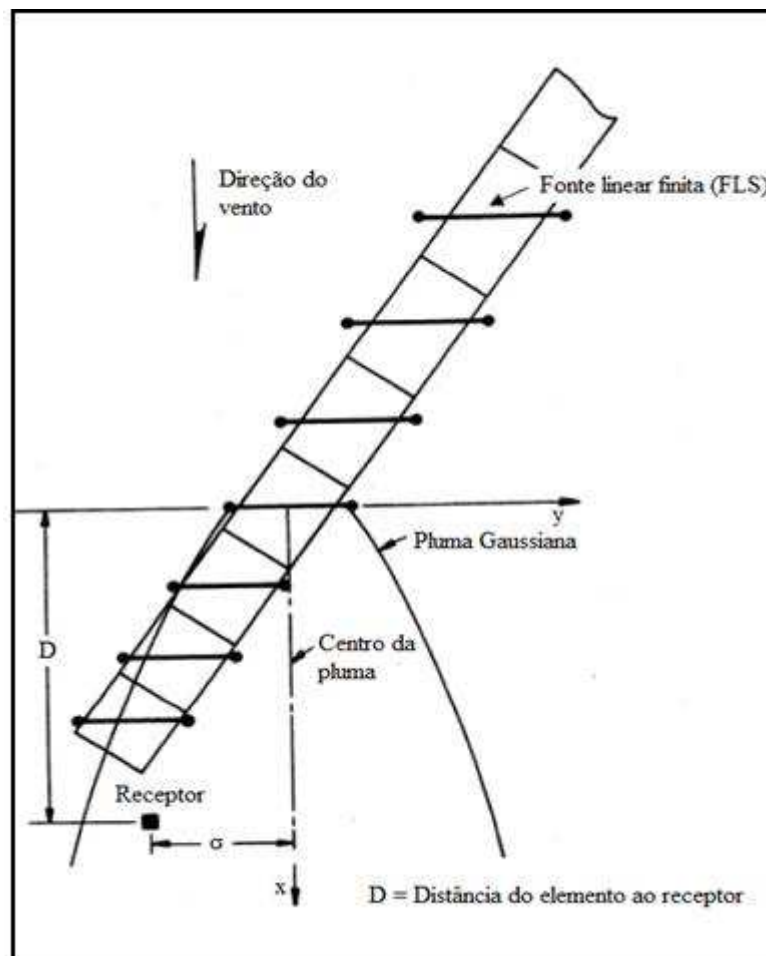


Figura 13 Esquema de representação das fontes lineares finitas.
 Fonte: Adaptado de EPA (1995).

As concentrações de poluentes no receptor são simuladas usando a formulação Gaussiana para uma fonte linear de comprimento finito:

$$C = \frac{Q}{\pi\sigma_z u} \int_{y_1-y}^{y_2-y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) dy$$

(9)

Onde: Q = intensidade da fonte linear; u = velocidade do vento; σ_y e σ_z = coeficientes de dispersão; y_1 e y_2 = coordenadas dos pontos finais da FLS.

3.8.3.1 Zona de Mistura Inicial

O CALINE 3 considera a região imediatamente acima da via como uma zona de turbulência e emissões uniformes, designada zona de mistura inicial - SGZ1, representada

esquemáticamente na Figura 14. Esta região consiste na largura da via (somatório das faixas de rolamento) adicionada de 3 metros em cada lado. Essa adição visa à consideração da dispersão horizontal da pluma gerada devido à turbulência causada pela movimentação dos veículos. Dentro da zona de mistura a turbulência mecânica, criada pelo movimento dos automóveis e a turbulência térmica, originada pela exaustão dos gases quentes pelo escapamento são fenômenos dominantes na dispersão, exceto em condições atmosféricas instáveis.

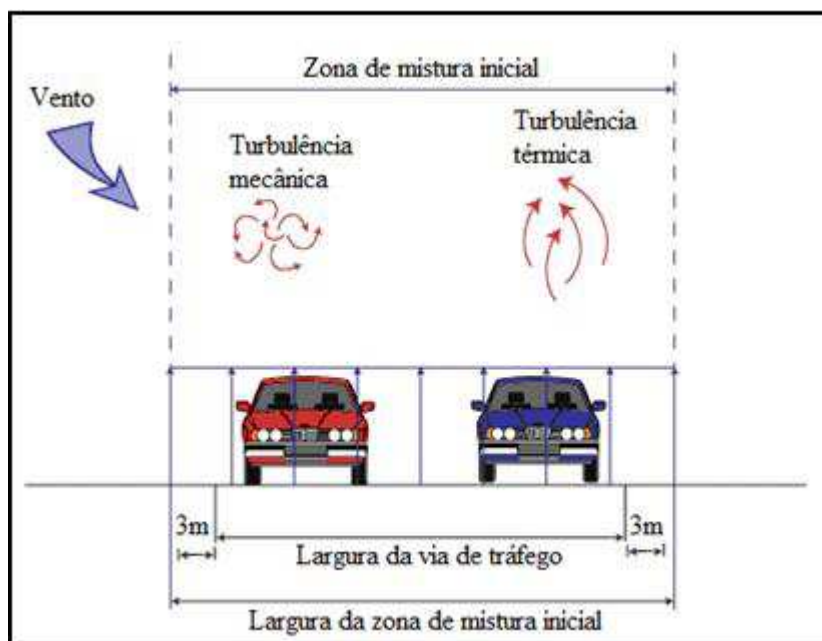


Figura 14 Representação da zona de mistura inicial.

Fonte: Tavares (2009).

Visto que as emissões veiculares são lançadas ao nível do solo e a precisão do modelo é mais importante em condições neutras e estáveis, é razoável afirmar que a dispersão vertical inicial - SGZ1 é função da turbulência dentro da zona de mistura.

O modelo CALINE3 utiliza a seguinte correlação para estimar o coeficiente de dispersão vertical inicial:

$$SGZ1 = 1,8 + 0,11.TR \quad (10)$$

Onde TR é o tempo de residência do poluente, definido por:

$$TR = \frac{W^2}{u} \quad (11)$$

Sendo W^2 a largura da via de tráfego e u a velocidade do vento. O valor de $SGZ1$ é considerado independente da rugosidade da superfície (Z_0) e da classe de estabilidade atmosférica.

3.8.3.2 Links de Fluxo Livre

Um *link* de fluxo livre é definido como um segmento reto de uma via com largura, altura, volume de tráfego, velocidade de deslocamento e fator de emissões constantes. A localização do *link* é especificada pelas coordenadas dos pontos inicial (x_1, y_1) e final (x_2, y_2) , como ilustra a Figura 15.

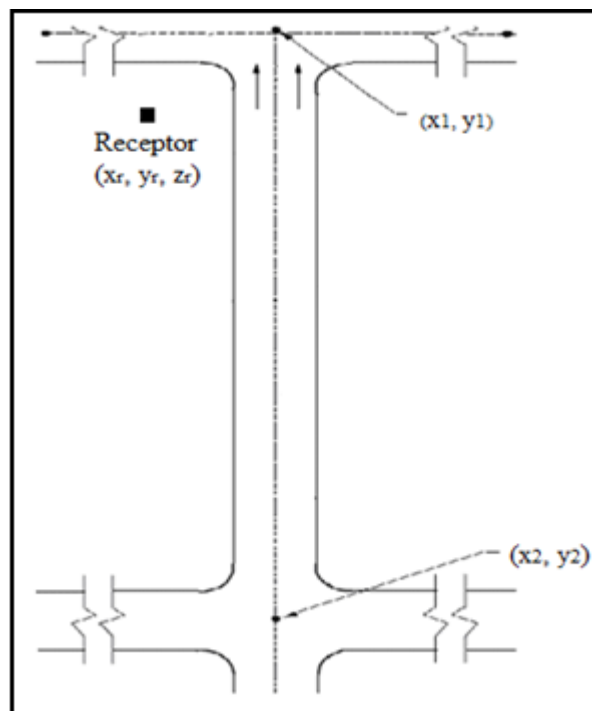


Figura 15 Representação esquemática de um link de fluxo livre.
Fonte: Adaptado de EPA (1995).

3.8.3.3 Links de Fila

Um *link* de fila é definido como um segmento reto de uma via com largura, altura, volume de tráfego, velocidade de deslocamento e fator de emissões constantes. Sua localização é determinada pelo seu ponto inicial (x_1, y_1) , posicionado sobre a faixa de retenção da via e um ponto final arbitrário (x_2, y_2) ao longo da linha onde a fila é formada (Figura 16).

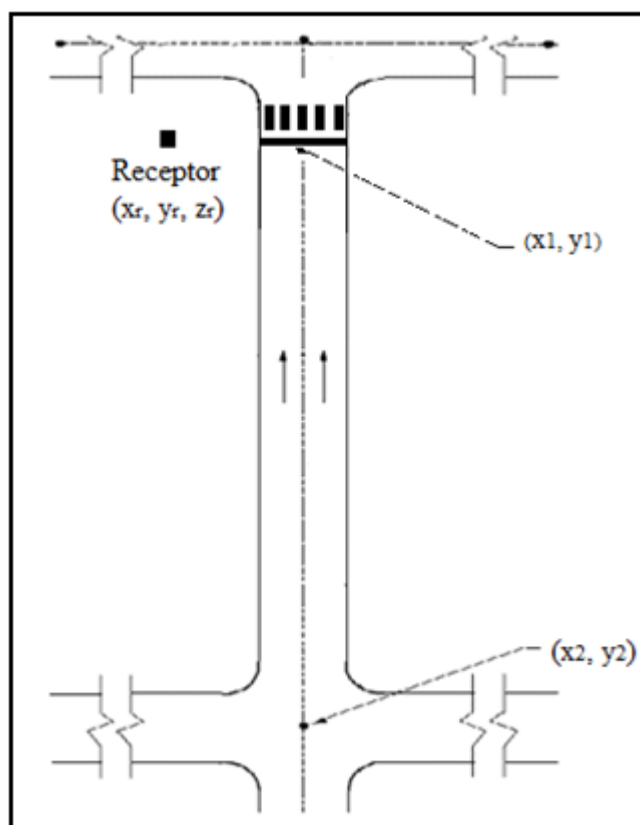


Figura 16 Representação esquemática de um link de fila.

Fonte: Adaptado de EPA (1995).

O propósito de se especificar o ponto final do *link* de fila é informar a direção de formação da fila. O comprimento real é estimado pelo algoritmo interno ponderado no volume de tráfego e na capacidade da aproximação. A largura é determinada pelo somatório da largura das faixas de rolamento. Neste caso não são adicionados os 3 metros, haja vista que nesta condição os veículos estão parados e nenhuma perturbação mecânica é gerada. O CAL3QHC permite a definição de até 120 *links* dos tipos fluxo livre e de fila.

3.8.3.4 Localização dos Receptores

Os receptores são os pontos espaciais selecionados para a simulação da concentração. Sua localização é especificada em termos de coordenadas x , y , z . O modelo não impõe restrições acerca da altura (z) do receptor, mas na maioria das aplicações os receptores são localizados na altura de respiração, fixada em aproximadamente 1,80 metros. Para a avaliação da dispersão o modelo permite a adoção de até 60 receptores.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A instalação e manutenção da estação de monitoramento da qualidade do ar de Uberlândia-MG está sob a responsabilidade da Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia - FEQUI/UFU. A mesma foi instalada no centro da cidade, nas proximidades do terminal de ônibus coletivos, ilustrado na Figura 17, desde o ano de 2003.



Figura 17 Imagem panorâmica do cruzamento estudado (a: Av. João Pinheiro; b: Av. João Naves de Ávila; c: Terminal de coletivos; d: Amostradores de partículas).

Fonte: Silva (2007).

Uberlândia é a segunda cidade mais populosa de Minas Gerais e a maior da região do Triângulo Mineiro. Segundo o censo 2010 do IBGE, sua população era de 604.013 habitantes, com projeção de crescimento de 7% até 2013. A área de estudo é constituída por uma interseção entre duas importantes vias arteriais de tráfego que fazem a ligação entre os principais bairros ao centro da cidade pela qual circulam em média 30 mil veículos diariamente. Vale mencionar que o ponto de amostragem é caracterizado pela circulação média de 120 mil passageiros diariamente a partir de 54 linhas de ônibus que integram o Sistema de Transporte Integrado (SIT). Outro aspecto relevante a ser suscitado é que as emissões originadas no interior das instalações do terminal não foram consideradas no estudo,

visto que o modelo numérico escolhido não prevê a definição deste tipo de fonte na simulação da dispersão.

No ano de 2002, Lima, E. A. P. (2007) elegeu cinco pontos distintos do município de Uberlândia para a avaliação preliminar dos níveis de poluição por material particulado, sendo eles: dois pontos no setor industrial, um ponto junto à estação climatológica do campus da UFU, um no centro da cidade e outro na zona rural. O autor concorda com Silva (2007) e Lira (2009), defendendo que fatores como a existência da estação de monitoramento de partículas suspensas no local, o intenso fluxo de tráfego das vias, rota obrigatória de ônibus que acessam ao terminal pelo lado norte e alta taxa de circulação de pedestres foram aspectos preponderantes na seleção da área investigada, bem como na avaliação da qualidade do ar em seu entorno.

Lima, E. A. P. (2007) ao avaliar a qualidade do ar em 2002, registrou que a região central apresentou índice de qualidade de moderado a bom ($IQA \leq 80$) quando comparados aos valores preconizados pelo CONAMA.

Na execução deste trabalho foram abordados os aspectos teóricos e experimentais da avaliação da qualidade do ar nas proximidades da interseção entre as avenidas João Pinheiro e João Naves de Ávila, no centro de Uberlândia - MG, considerando o mesmo amostrador de ar utilizado por Lima, E. A. P. (2007), Silva (2007) e Lira (2009). As Figuras 18 e 19 ilustram os equipamentos utilizados para a avaliação da qualidade do ar.



Figura 18 Amostradores de grande volume (a: AGV MP10; b: AGV PTS).

Fonte: Lima, E. A. P. (2007).

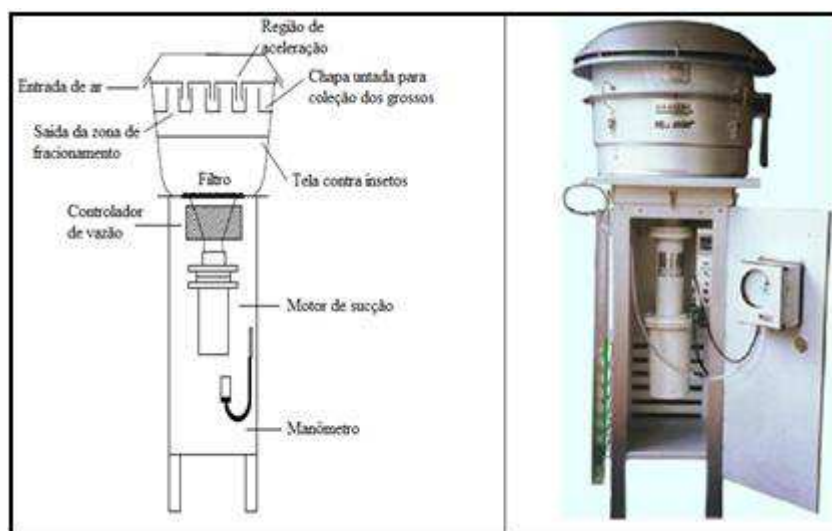


Figura 19 Esquema mostrando os componentes de um AGV MP10.
Fonte: Lima, E. A. P. (2007).

A estação empregada nesta pesquisa abrange o monitoramento de dois importantes parâmetros de qualidade regulamentados pelos principais órgãos ambientais e de saúde do mundo, PTS e MP₁₀, cujas amostragens são feitas a cada 3 dias, segundo recomendações da EPA. Os níveis desses poluentes foram quantificados utilizando dois amostradores de grande volume - AGV distintos, que captavam o ar atmosférico e retinham os contaminantes particulados em um filtro de fibra de vidro.

O amostrador MP₁₀ é constituído de um motoaspirador que succiona o ar e o passa através de um filtro de fibra de vidro onde as partículas ficam retidas, enquanto uma carta gráfica registra a vazão de ar medida.

A concentração de partículas foi então calculada através da seguinte expressão:

$$C = \frac{M_f - M_i}{V} * 10^6 \quad (12)$$

Onde,

C = concentração de material particulado suspenso no ar em µg/m³;

M_f = massa final do filtro sujo (após a coleta) em g;

M_i = massa inicial do filtro limpo (antes da coleta) em g;

V = volume de ar aspirado pelo amostrador (m³)

10⁶ = fator de conversão de g para µg.

É necessário informar que os resultados da presente pesquisa foram obtidos a partir da compilação de um amplo conjunto de informações, que compreenderam os resultados das amostragens de MP_{10} , as variáveis meteorológicas (umidade relativa, precipitação, radiação solar, velocidade e direção dos ventos), o perfil da frota, as variáveis de tráfego e os dados geométricos das vias de estudo. Os resultados das medidas de concentração de MP e os dados meteorológicos foram reunidos para o período de março de 2003 a novembro de 2012, excetuando os anos de 2009 e 2010, visto que a falta de dados de concentração, decorrente de problemas no funcionamento dos amostradores, conduziu a resultados não representativos neste período.

A referida análise foi realizada com o intuito de estudar a influência do clima na qualidade do ar naquela localidade. Por outro lado as simulações das concentrações de MP_{10} com o modelo CAL3QHC foram efetivadas para o período de janeiro a novembro de 2012.

4.1 SELEÇÃO DO MODELO

Neste trabalho adotou-se o modelo de dispersão Gaussiano CAL3QHC, recomendado pela EPA para a avaliação da dispersão de material particulado suspenso próximo a interseções sinalizadas. Dentre os fatores que contribuíram para a decisão pelo modelo CAL3QHC, citam-se a exigência de dados meteorológicos acessíveis, inexistência de edifícios muito altos, região de tráfego intenso incluindo uma interseção sinalizada com formação de filas de veículos, topografia relativamente suave.

Esses fatores, aliados à relativa simplicidade dos modelos Gaussianos, ao considerarem a homogeneidade da turbulência e o fornecimento dos dados de entrada em formato livre foram fundamentais para o delineamento desta pesquisa. O Quadro 4 sumariza as variáveis de entrada requeridas pelo modelo CAL3QHC.

Quadro 4 Entradas requeridas pelo modelo CAL3QHC.

Variáveis meteorológicas	Variáveis geométricas	Variáveis de tráfego	Variáveis de emissão
- Tempo médio [min]	- Coordenadas dos <i>links</i> (x, y, z) [m ou ft]	- Volume de tráfego dos <i>links</i> [veículos/h]	- Fator de emissão composto [g/km]
- Coeficiente de rugosidade da superfície [cm]	- Largura dos <i>links</i> [m]	- Tempo de ciclo médio do sinal [s]	- Fator de emissão do veículo parado [g/h]
- Velocidade de sedimentação [cm/s]	- Coordenadas dos receptores (x, y, z) [m ou ft]	- Tempo médio da fase vermelha [s]	
- Velocidade de deposição [cm/s]		- Tempo de atraso [s]	
- Velocidade do vento [m/s]		- Fluxo de saturação [veículos/h]	
- Classe de estabilidade (1 a 6 = A a F)		- Tipo de sinal (programado, atuado ou semiatuado)	
- Altura de mistura [m]			

Fonte : EPA (1995).

4.2 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

No presente estudo a construção dos gráficos relacionando as variáveis meteorológicas e a concentração de poluentes foi possível devido à existência de uma estação automática de monitoramento, análise e previsão de tempo e clima instalada no *campus* Santa Mônica da Universidade Federal de Uberlândia e coordenada pelo Instituto de Geografia (IG-UFU), cujos resultados compõem a base de dados do INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. A estação meteorológica automática coleta, a cada minuto os dados meteorológicos (temperatura, umidade relativa, pressão atmosférica, precipitação, radiação solar e direção e velocidade dos ventos) representativos da área em que está localizada. A cada hora, estes dados são integralizados e disponibilizados para serem transmitidos, via satélite ou telefonia celular, para a sede do INMET, em Brasília. O conjunto dos dados recebidos é validado, através de um controle de qualidade e armazenado em um banco de dados (INMET, 2011).

A estação meteorológica automática de Uberlândia, aberta em 2002, está localizada no campus da UFU a 869 metros de altitude e a uma distância em linha reta de aproximadamente 2 km da estação de monitoramento da qualidade do ar, conforme a figura 20. Considera-se que os dados desta estação representam bem as condições no centro da cidade, visto que a variação no relevo e a presença de edifícios muito altos entre os dois pontos não é significativa.

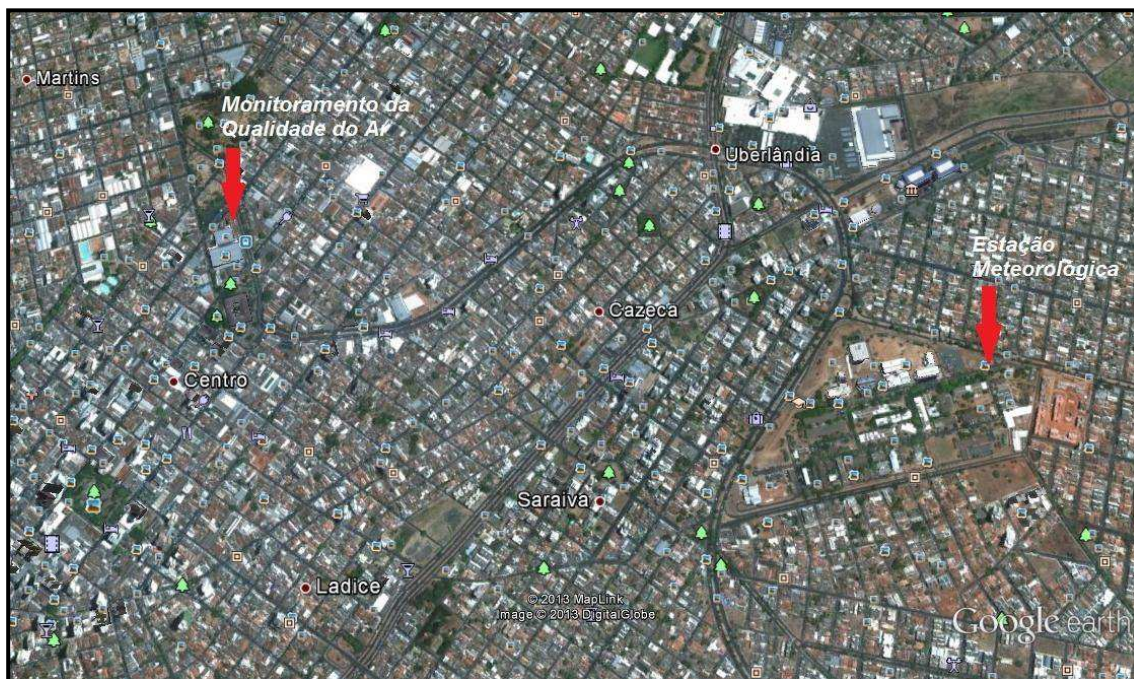


Figura 20 Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar e do clima.

As variáveis meteorológicas resgatadas do banco de dados do INMET foram temperatura, precipitação, umidade relativa, radiação solar e velocidade e direção dos ventos. As três últimas foram utilizadas somente para as simulações do ano de 2012, pois compõem os dados de entrada do modelo, portanto foram consultados somente os dados referentes a este período. As demais variáveis foram compiladas para o período de janeiro de 2003 a novembro de 2012 com a finalidade de correlacioná-las graficamente com os níveis de concentração de MP_{10} .

4.3 VARIÁVEIS DE TRÁFEGO

As variáveis de tráfego constituem um importante banco de informações que compõem os dados de entrada do modelo CAL3QHC. As variáveis relacionadas ao trânsito de

veículos necessárias ao estudo foram a largura das vias (*links*), o fluxo horário de veículos de cada *link*, o tempo de ciclo dos semáforos e os fatores de emissão médios dos veículos (parados em fila e em movimento).

4.3.1 Frota Veicular de Uberlândia

Neste trabalho foi considerada a frota circulante de veículos movidos a gasolina e a diesel e com ano de fabricação desde 1982 até 2012 com base nos dados do DENATRAN e do DETRAN - MG. Esta faixa etária foi selecionada devido ao fato de os veículos com mais de 30 anos comporem uma parcela pouco significativa da frota (DETRAN-MG, 2012).

Para a determinação da frota movida a gasolina foi necessário ainda considerar a parcela de veículos bicompostíveis - *flex*. A decisão pela utilização da gasolina ou etanol como combustível nos veículos *flex*, usualmente é determinada pela relação entre os preços dos combustíveis. Nesse sentido, este trabalho compreendeu ainda uma consulta ao histórico de preços médios praticados em 230 postos do município de Uberlândia no ano de 2012, disponibilizado pela ANP, e estimada a fração de automóveis *flex* abastecidos com gasolina. Por fim, o cálculo da frota *flex* abastecida com gasolina foi identificada a partir da equação:

$$NV_g = F_{flex} \times (1 - f_e) \quad (13)$$

Onde: NV_g = Número de veículos *flex* abastecidos com gasolina; F_{flex} = Frota total de veículos *flex*; f_e = fração de automóveis *flex* abastecidos com etanol.

4.3.2 Fatores de Emissão

Nesta pesquisa foi adotado o valor de 0,057 g/km como fator de emissão de particulados, o mesmo parâmetro adotado pela CETESB para veículos leves (2013). Tal score é o que representa mais fielmente as características dos veículos componentes da frota de Uberlândia.

No intuito de calcular o fator de emissão médio dos veículos a diesel, sua frota foi desagregada em função das fases do PROCONVE, de maneira a ponderar o fator de emissão pelo número de veículos correspondentes a cada fase, conforme a equação 14.

$$FM^d = \sum_i FE_i^d \times NV_i^d \quad (14)$$

Onde: FM^d = fator de emissão médio da frota movida a diesel (g/km); i = cada fase P do PROCONVE; FE_i^d = fator de emissão dos veículos a diesel pertencente à fase i (g/veículo km); NV_i^d = frota de veículos movida a diesel pertencente à fase i .

O fator de emissão composto, que representa toda a frota considerada foi calculado através da seguinte expressão:

$$FE_c = \frac{FM^g \times NV^g + FM^d \times NV^d}{NV} \quad (15)$$

Onde: FE_c = fator de emissão composto (g/veículo km); FM^g = fator de emissão médio da frota movida a gasolina (g/km); NV^g = frota total de veículos movidos a gasolina²; FM^d = fator de emissão médio da frota movida a diesel (g/km); NV^d = frota total de veículos movidos a diesel; NV = frota total considerada.

Com relação à determinação dos fatores de emissão para veículos parados em fila, no Brasil não são realizados ensaios para esse fim. Nessa pesquisa, assim como na maioria dos trabalhos da área, foram adotados os fatores estabelecidos pela USEPA (1998), cujo valor médio para o parâmetro MP_{10} é de 2,59 g/h.

4.3.3 Fluxo de Veículos

Os dados de fluxo de veículos observados nas Avenidas João Pinheiro e João Naves de Ávila próximo ao cruzamento foram fornecidos pela SETTRAN - Secretaria Municipal de Trânsito e Transportes de Uberlândia. Esta Secretaria é o órgão responsável pelas medidas de controle do trânsito no município de Uberlândia e mantém o monitoramento constante do volume de tráfego da Avenida João Pinheiro através de um detector automático por laço indutivo, instalado no pavimento em frente à entrada norte do terminal de ônibus, registrando os dados a cada período de 15 minutos. Portanto, o detector fornece o resultado da contagem

² O número total de veículos movidos a gasolina considerados corresponde à soma dos veículos movidos exclusivamente a gasolina e dos veículos *flex* abastecidos com gasolina.

volumétrica apenas do link JP2 (Figura 21), fazendo-se necessária a estimativa do fluxo para os demais trechos das vias. Para tal foi utilizado como referência o trabalho de Silva (2007), do qual manteve-se a proporção de fluxo observada entre as avenidas João Pinheiro e João Naves de Ávila. Contudo, os dados disponibilizados pela SETTRAN correspondem somente ao fluxo total diário na Avenida João Pinheiro e considerando que o fluxo de tráfego deve ser fornecido ao modelo em uma base horária (veículos/hora) para cada *link*, foi necessário um levantamento visual de veículos em circulação nas duas vias a fim de estimar o fluxo horário em cada *link*.

4.4 DETERMINAÇÃO DOS *LINKS* E RECEPTORES

Para este estudo foram adotados os 4 trechos de 150 metros de comprimento a montante e a jusante do cruzamento. A figura 21a ilustra a adoção de 7 *links* de fluxo livre nas duas avenidas. A Figura 21b ilustra os 3 *links* de fila adotados, onde as setas indicam o sentido de formação das filas.

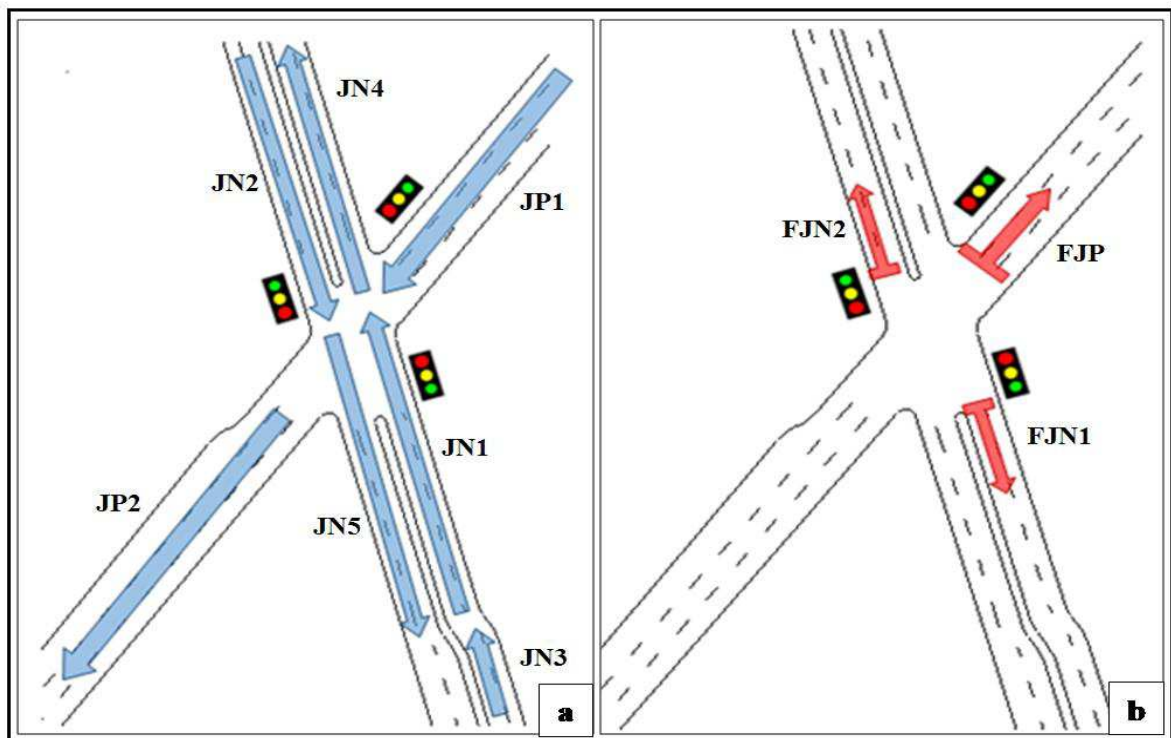


Figura 21 Representação esquemática dos links: (a) fluxo livre; (b) fila.

As coordenadas dos links são definidas a partir de um sistema cartesiano (x, y) com sua origem posicionada no centro da interseção. Para fins de identificação nas simulações os links foram nomeados da forma que expõe o Quadro 5. A adoção do *link* JN3 justifica-se pela exigência da consideração de um novo *link* quando há uma alteração na largura da via, conforme recomendações contidas no guia de usuário do modelo (EPA, 1995).

Quadro 5 Identificação dos *links* adotados no trabalho.

Trecho das vias	Links de Fluxo livre	Links de Fila
Av. João Naves a montante do cruzamento	JN1, JN2, JN3	FJN1, FJN2
Av. João Naves a jusante do cruzamento	JN4, JN5	NA
Av. João Pinheiro a montante do cruzamento	JP1	FJP
Av. João Pinheiro a jusante do cruzamento	JP2	NA

NA – Não se aplica.

A dispersão do MP₁₀ na atmosfera da região foi avaliada mediante a consideração de uma malha de pontos com espaçamentos de 20 metros, totalizando uma área de 14400 m², conforme a Figura 22.



Figura 22 Representação e identificação dos receptores.

Cada um dos pontos identificados na Figura 22 representa um receptor individual onde foi simulada a concentração de MP_{10} . Dentre os receptores definidos, o ponto identificado como RCP é o receptor discreto onde localiza-se o amostrador de grande volume, a partir do qual foram utilizados os dados experimentais para a validação dos resultados simulados pelo modelo CAL3QHC. As coordenadas dos 50 receptores foram definidas a partir do centro da interseção, onde é localizada a origem do sistema de coordenadas, conforme recomendação do guia de usuário do modelo.

A concentração *background* (concentração de MP_{10} devido a outras fontes) é uma variável de entrada opcional do modelo CAL3QHC, porém, de grande importância na obtenção dos resultados, pois sua definição criteriosa pode ser fundamental para o nível de precisão das simulações. Neste trabalho, a adoção do background foi fundamentada no procedimento de Ashbaugh et al. (1996). Neste trabalho os amostradores de partículas foram posicionados a montante e a jusante do cruzamento alinhados na direção preferencial do vento, conforme ilustra a Figura 23.

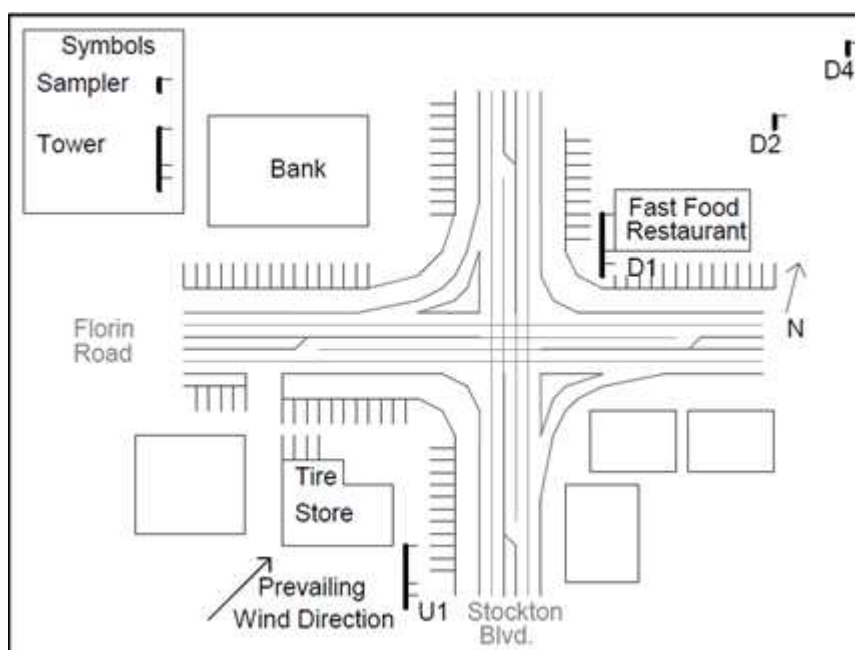


Figura 23 Localização dos amostradores antes e após a interseção (upwind-downwind).
Fonte: Ashbaugh et al. (1996).

Neste método o efeito da fonte emissora (emissões automotivas) é encontrado através da subtração da concentração observada a montante da concentração a jusante, ou seja, toda a concentração incremental encontrada nos receptores “D₁, D₂ e D₄” são atribuídas às emissões originadas da movimentação de veículos no cruzamento.

Ressalta-se que tal hipótese não está baseada em um estudo consistente e específico para a área selecionada, portanto sua adoção pode conduzir a erros de estimativas com magnitude variável. Neste estudo será assumida uma concentração de background constante para todos os receptores selecionados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS

A análise adequada da qualidade do ar só é possível através do entendimento da interação entre os fatores climáticos e os níveis de concentração de partículas. A caracterização do clima da cidade de Uberlândia no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 foi feita mediante a organização dos dados referentes à variação dos índices de precipitação, de umidade relativa e de temperatura, que serão apresentados nesta seção. Na Tabela 8 são mostrados os dados mensais acumulados de precipitação para o período considerado.

Tabela 8 Índices de precipitação pluviométrica mensais em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.

Anos	Precipitação (mm H ₂ O)												Total
	Meses												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2003	556	119	310	98	62	0	1	3	45	67	234	203	1698
2004	295	266	166	162	10	14	24	0	3	137	139	343	1559
2005	434	90	236	22	47	44	0	17	34	55	245	247	1471
2006	208	190	258	327	6	2	0	16	104	266	253	460	2090
2007	415	230	55	33	12	26	38	0	26	112	245	349	1541
2008	241	282	245	262	81	9	0	0	18	148	61	363	1710
2009	260	202	103	70	59	1	9	0	12	141	182	309	1348
2010	190	177	96	102	10	13	2	0	48	109	252	287	1286
2011	243	197	375	154	5	19	0	1	4	119	135	305	1557
2012	249	168	227	124	55	45	20	0	31	73	257	175	1424
Média mensal	309	192	207	135	35	17	9	4	33	123	200	304	1568

Fonte: INMET (2012).

Os dados da Tabela 8 revelam que os meses de dezembro e janeiro são em média os mais chuvosos, enquanto julho e agosto caracterizam a fase mais seca do ano no município de Uberlândia. As médias de precipitação dos meses denotam que o maior percentual de chuvas se concentra entre os meses de outubro e março, representando 85% da precipitação anual, enquanto os meses de abril a setembro representam 15% do total. No período analisado o ano de 2006 apresentou a maior precipitação acumulada com 2090 mm, enquanto o acumulado de

2010 foi de 1286 mm. No ano de 2007 foi observado um período seco mais prolongado. A Figura 24 apresenta as médias mensais do índice pluviométrico de todo o período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 em Uberlândia - MG.

Nota-se, a partir da Figura 24, que os meses de dezembro e janeiro são normalmente os mais chuvosos, com média acima de 300 mm. Este índice se reduz drasticamente entre os meses de maio e setembro, caracterizando este como o período mais seco do ano, fato condizente com o observado por Silva; Assunção (2004).

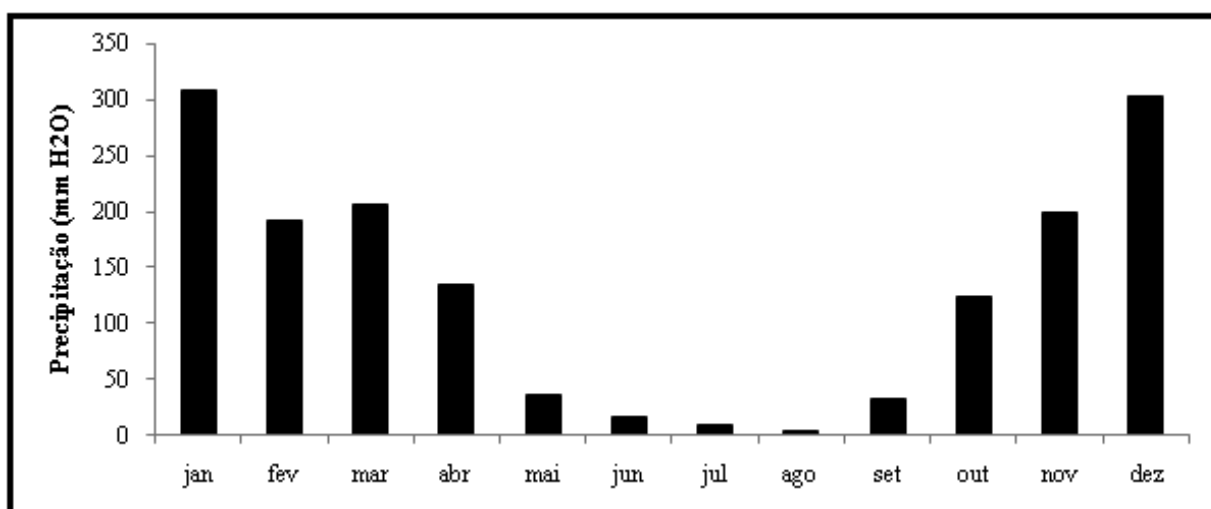


Figura 24 Precipitação média mensal em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.

O período que corresponde aos meses de maio a setembro em Uberlândia é caracterizado pelo aumento do número de atendimentos médicos por problemas no aparelho respiratório (NICODEMOS, et al., 2009). Nesta época aumenta-se a necessidade de alertar a população sobre os cuidados com a saúde, sobretudo de crianças menores de 5 anos de idade e idosos.

A ocorrência do ciclo da água denota a influência direta da precipitação pluviométrica sobre a umidade relativa do ar, visto que em épocas chuvosas observa-se um maior índice de umidade. A Tabela 9 reúne os dados médios mensais de umidade relativa do ar do período compreendido de 2003 a 2012.

Tabela 9 Médias mensais de umidade relativa em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.

Anos	Umidade Relativa (%)												UR
	Meses												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2003	84	71	81	74	66	60	56	58	57	62	74	73	68
2004	78	81	72	75	70	64	61	45	38	61	67	75	66
2005	82	68	78	68	67	68	62	52	60	56	78	80	68
2006	68	75	80	55	64	62	57	50	58	76	74	80	67
2007	82	78	66	68	65	60	62	48	46	55	72	75	65
2008	79	79	79	77	71	67	55	54	51	61	72	76	68
2009	77	77	79	74	73	70	66	60	55	59	68	75	69
2010	71	65	71	61	57	54	49	36	41	59	70	72	59
2011	75	68	80	67	61	59	51	40	37	68	63	74	62
2012	77	65	68	70	68	65	52	46	42	47	71	66	61
Média mensal	77	73	75	69	66	63	57	49	49	60	71	75	65

Fonte: INMET (2012).

As informações da Tabela 9 permitem qualificar o ano de 2010, como o de menor média de umidade relativa com 59%, fato correspondente ao observado na Tabela 8, já que as baixas taxas de precipitação conduzem a índices de umidade relativa mais reduzidos. A Figura 25 apresenta, na forma gráfica, a variação das médias mensais de umidade relativa do período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 em Uberlândia - MG.

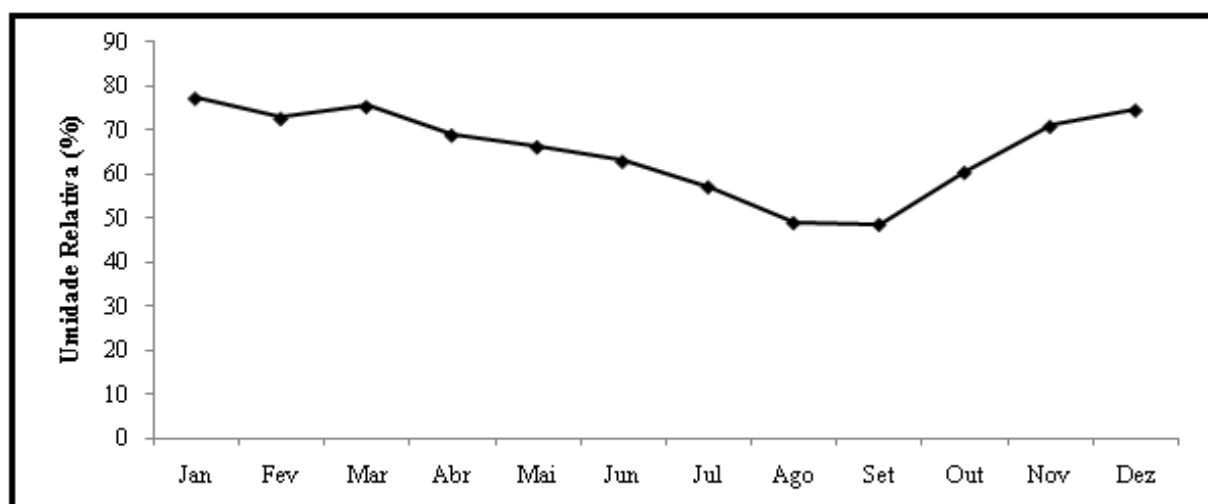


Figura 25 Médias mensais de umidade relativa em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.

De forma semelhante à taxa de precipitação, a umidade relativa apresenta valores máximos entre os meses de novembro e março. Nos demais meses, que compreendem a estação seca regional, observa-se o decréscimo dos níveis de umidade até o valor mínimo de 48%, observado no mês de setembro.

A temperatura também desempenha uma função importante na dinâmica do clima de uma região. A Tabela 10 traz os dados médios mensais de temperatura do ar do período de estudo.

O ano de menor média de temperatura foi o de 2011, tendo sido registrados 22,8°C enquanto a maior média, de 24,2°C, foi observada em 2007. A Figura 26 ilustra a variação das médias mensais de temperatura do período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 em Uberlândia - MG.

As variações de temperatura ao longo de um ano acompanham os perfis das demais variáveis climáticas analisadas, se apresentando mais baixa durante o período seco do que na época de chuvas. No período analisado, os meses de junho e julho são em média os mais frios, com temperaturas médias em torno de 21°C, enquanto setembro e outubro alcançam as maiores temperaturas, aproximadamente 25°C.

Tabela 10 Médias mensais de temperatura em Uberlândia (MG) no do período de 2003 a 2012.

Anos	Temperatura (°C)												
	Meses												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	\bar{T}
2003	23,7	25,8	24,0	24,0	21,1	22,4	21,5	22,3	24,8	24,9	24,2	25,4	23,7
2004	24,4	23,6	24,1	23,4	21,7	20,3	20,2	23,2	26,7	25,1	24,7	24,1	23,5
2005	24,2	25,5	24,5	25,3	22,4	21,5	21,0	23,1	24,8	27,0	23,6	23,1	23,8
2006	25,1	24,9	24,2	23,0	21,4	20,9	21,7	24,2	23,9	23,8	24,0	24,1	23,4
2007	24,0	24,5	25,9	24,9	22,3	21,9	21,7	23,3	25,9	26,4	24,7	24,6	24,2
2008	24,0	24,0	23,8	23,8	21,7	22,0	21,6	24,7	24,9	25,5	24,5	23,9	23,7
2009	23,6	24,2	24,0	23,1	21,8	19,9	21,2	23,0	24,1	24,9	24,2	24,1	23,2
2010	24,2	25,1	24,3	23,1	21,6	20,1	21,5	22,4	24,9	24,4	23,4	24,2	23,3
2011	23,5	24,5	22,7	23,2	21,5	19,8	21,2	23,4	24,7	22,9	23,2	23,2	22,8
2012	22,4	24,3	23,8	23,5	20,5	21,2	20,6	21,4	24,8	26,1	24,2	25,3	23,7
Média	23,9	24,6	24,1	23,7	21,6	21,0	21,2	23,1	25,0	25,1	25,1	24,2	23,5

\bar{T} - Temperatura média anual

Fonte: INMET (2012).

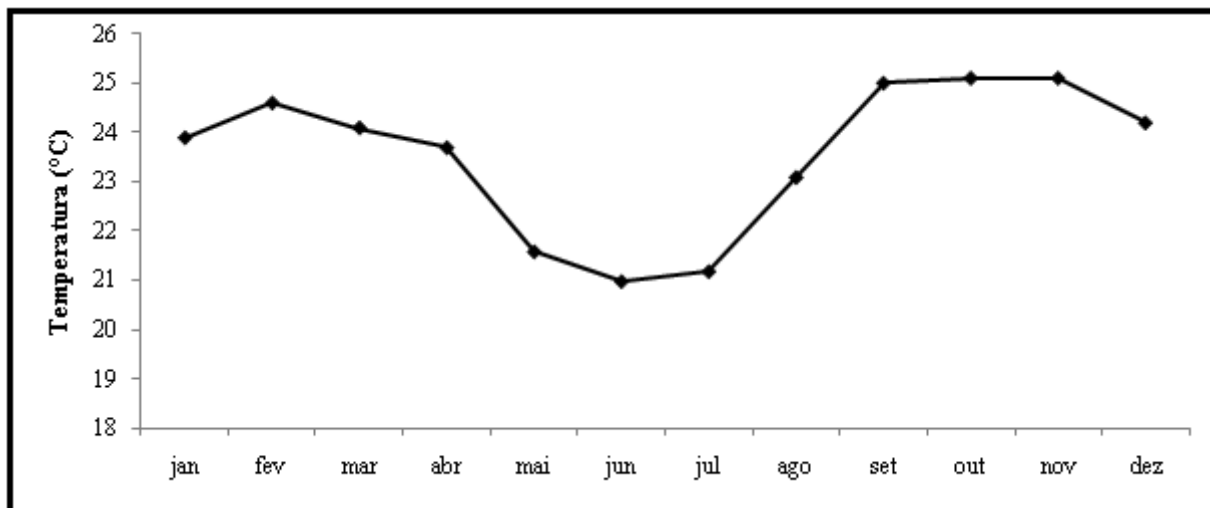


Figura 26 Médias mensais de temperatura em Uberlândia-MG no período de 2003 a 2012.

Com base nos resultados das variáveis climáticas dos 10 anos considerados, o clima de Uberlândia pode ser dividido em duas estações bem definidas. Os resultados evidenciam uma característica sazonal, marcada pela ocorrência um período quente e úmido seguido pela estação seca com temperaturas mais amenas, observada a proporcionalidade na variação dos parâmetros considerados no estudo, coincidindo com os resultados obtidos por Silva; Assunção (2004). Conforme o estudo de Lira (2009), a sazonalidade existente durante um ano no município de Uberlândia deve-se à alternância de atuação de massas de ar oriundas do sul (Frente Polar Antártica e Massa Polar), do leste (ondas de leste) e do oeste (Linhas de Instabilidade Tropical), que caracteriza a região como tropical alternadamente úmida e seca.

5.2 EFEITO SAZONAL SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE MP₁₀

Os resultados das concentrações de MP₁₀ obtidos a partir da estação de monitoramento da qualidade do ar de Uberlândia dos últimos 10 anos foram resgatados do histórico de medições disponível nos arquivos do Laboratório de Sistemas Particulados da Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia. Os resultados das amostragens de particulados no centro de Uberlândia-MG compõem um banco de dados, que até dezembro de 2012 totalizava 612 dados de concentração de MP₁₀. A avaliação estatística da série de dados foi procedida após a eliminação dos *outliers*, resultados anômalos podem induzir a erros na interpretação das medidas estatísticas que representam o conjunto (média, desvio

padrão, etc.). As Figuras 27 e 28 apresentam os diagramas *Box-plot* da série de dados antes e após a remoção dos *outliers*.

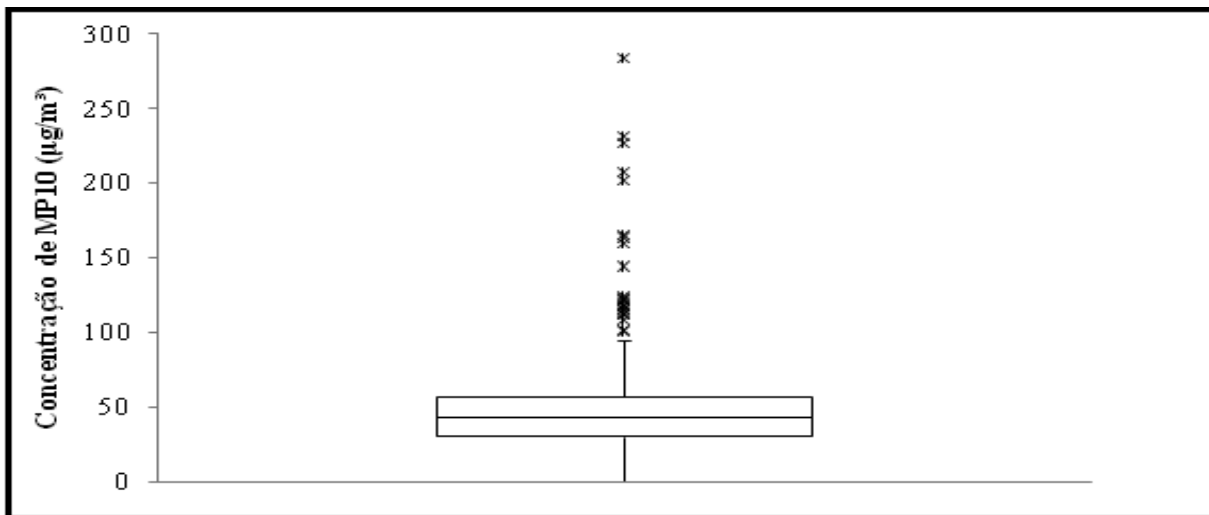


Figura 27 Diagrama Box-plot da série de dados de MP10 de 2003 a 2012.

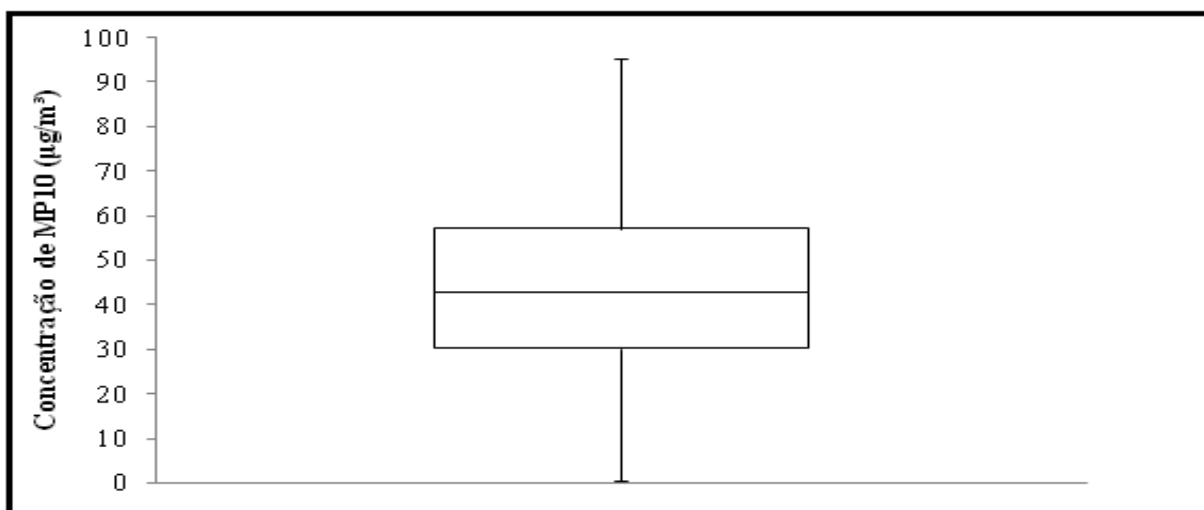


Figura 28 Diagrama Box-plot da série de dados após a eliminação dos *outliers*.

A partir do estudo estatístico da série, 24 dados foram eliminados do conjunto sob a suspeita de terem sido gerados por outros fatores externos, dentre os quais podem ser citados, a poda do gramado próximo ao equipamento durante a amostragem, a flutuação da pressão de operação do amostrador, dentre outros.

O estudo estatístico descritivo da série de dados obtida, mostrado na Tabela 11, abrange a determinação da média aritmética, do intervalo de confiança, das concentrações mínima e máxima do período, da variância do desvio padrão e do coeficiente de variação. A estatística descritiva aponta a heterogeneidade dos resultados, visto que o coeficiente de variação, obtido pela razão entre o desvio padrão e a média aritmética é maior que 20%. Apesar da flutuabilidade dos resultados, o intervalo de confiança relativamente curto indica a confiabilidade das estimativas.

Tabela 11 Parâmetros estatísticos da série de dados de concentração de MP10 de 2003 a 2012.

Estatística descritiva	
Número de pontos	588
Média aritmética ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	43,47
Intervalo de confiança (-95%)	41,99
Intervalo de confiança (+95%)	44,95
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,51
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95,11
Variância	332,11
Desvio padrão ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18,22
Coeficiente de variação (%)	41,91

A Figura 29 mostra a variabilidade dos resultados no decorrer do período, comparados ao valor padrão estipulado pela Resolução do 03/1990 do CONAMA. É possível notar com nitidez uma oscilação considerável da concentração de MP₁₀ suspenso no decorrer do período. A época mais seca do ano, compreendida entre os meses de abril e setembro é caracterizada pelo aumento das concentrações com a ocorrência de alguns picos que podem ser atribuídos tanto a episódios climáticos desfavoráveis à dispersão quanto a eventos isolados, como por exemplo, a emissões anormais próximas ao local ou carreamento de partículas oriundas de outras fontes pela ação do vento, conforme alertou Lima, E. A. P. (2007). Os dados experimentais de MP₁₀ foram comparados como o valor padrão de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ recomendado pelo CONAMA. A Figura 29 mostra que nenhum dado ultrapassou o limite preconizado pela legislação no período de 2003 a 2012.

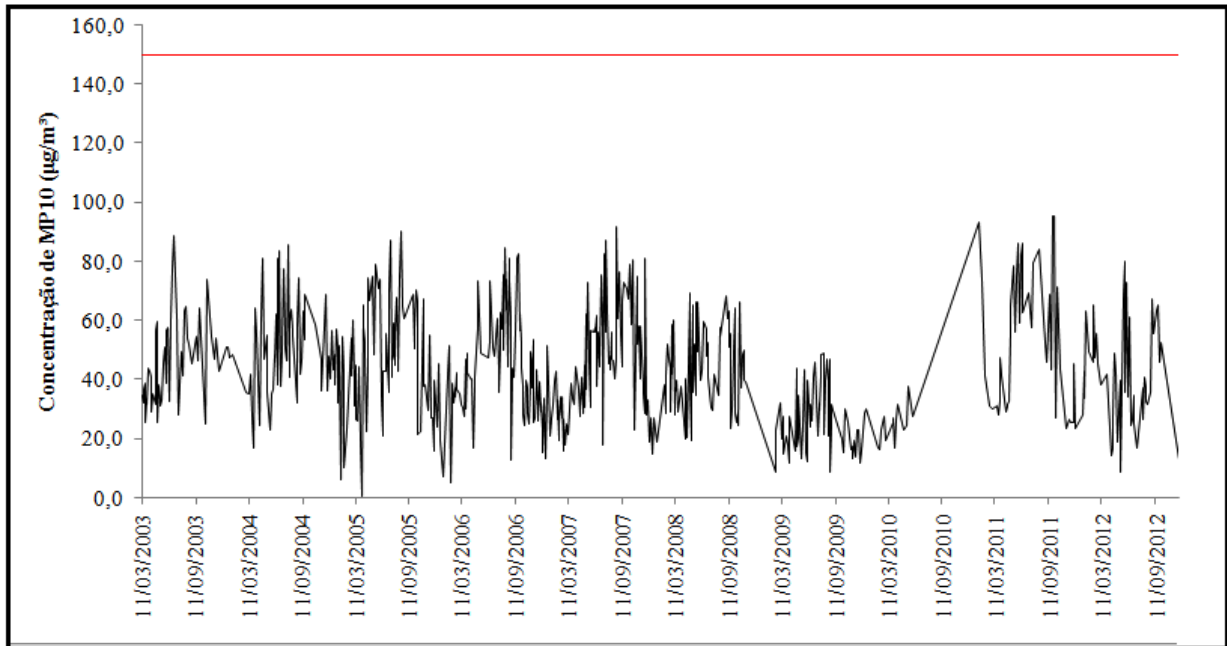


Figura 29 Concentrações diárias de MP10 observadas no período de 2003 a 2012.

A estação mais úmida, caracterizada pelas chuvas do período compreendido entre os meses de outubro e março, distingue-se pela redução dos níveis de concentração e consequente melhora da qualidade do ar da região. Nesta época registra-se predominantemente o índice de qualidade bom, enquanto na estação seca a qualidade do ar é moderada, segundo os índices (IQA) instituídos pela CETESB (Tabela 3).

As médias aritméticas anuais foram também comparadas com o valor padrão anual preconizado pelo CONAMA, conforme mostra a Figura 30.

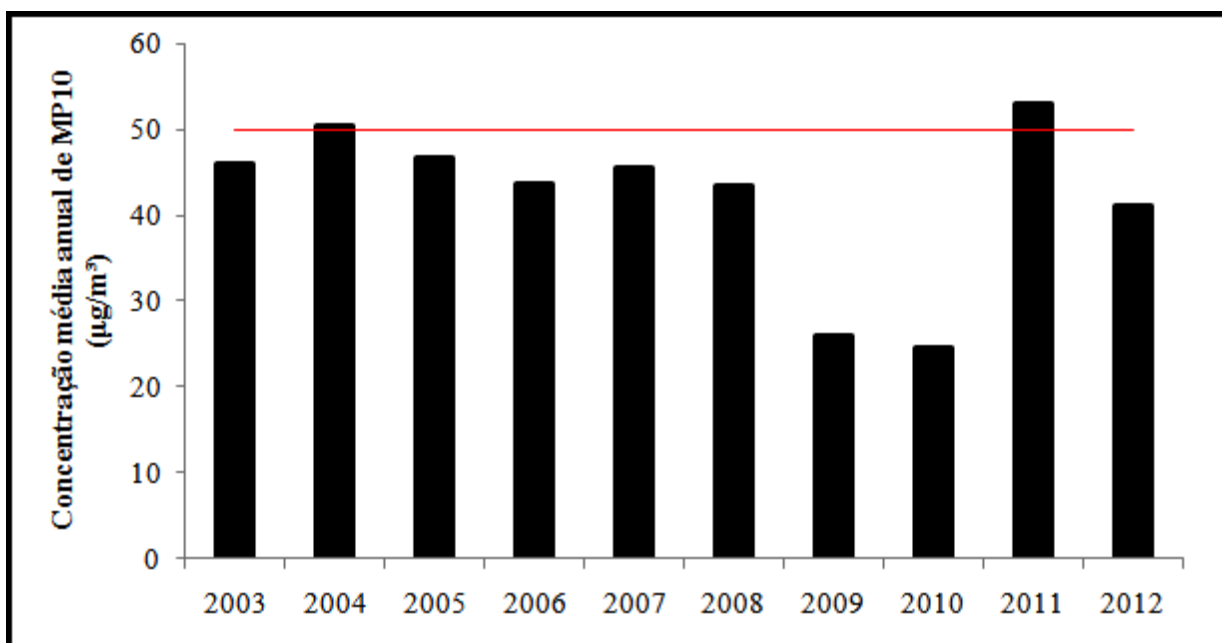


Figura 30 Médias aritméticas anuais de concentração de MP10 em Uberlândia-MG.

As concentrações médias de partículas inaláveis encontradas estiveram abaixo do padrão estabelecido pela legislação brasileira, exceto nos anos de 2004 e 2011. Os resultados referentes aos anos de 2009 e 2010 apresentaram valores consideravelmente baixos frente aos demais. Neste período (2009 e 2010) ocorreram interrupções nas amostragens devido a problemas de funcionamento do amostrador, comprometendo a qualidade dos dados adquiridos.

Conforme enfatizado por Lira (2009), as concentrações de MP₁₀ sofrem influência direta do fluxo veicular nas proximidades do amostrador. Dessa forma, a redução dos níveis de concentração de particulados a partir de 2005 ocorreu, provavelmente, devido a intervenções da SETTRAN com o objetivo de permitir maior fluidez do tráfego. Porém, uma nova alteração em uma interseção próxima à Avenida João Pinheiro visando à reorganização do trânsito resultou em novo aumento do fluxo de veículos no referido cruzamento, o que pode ter influenciado a elevação das concentrações de particulados.

5.2.1. Efeito da precipitação pluviométrica

A Figura 31 mostra como o índice pluviométrico influencia qualitativamente os níveis de concentração de material particulado.

A análise da Figura 31 remete à conclusão de que a concentração de poluentes e o índice pluviométrico exibem uma proporcionalidade inversa. Em períodos chuvosos as partículas de MP₁₀ são “lavadas” da atmosfera e as concentrações deste parâmetro assumem níveis mais baixos, visto que esta condição favorece a remoção parcial das partículas suspensas.

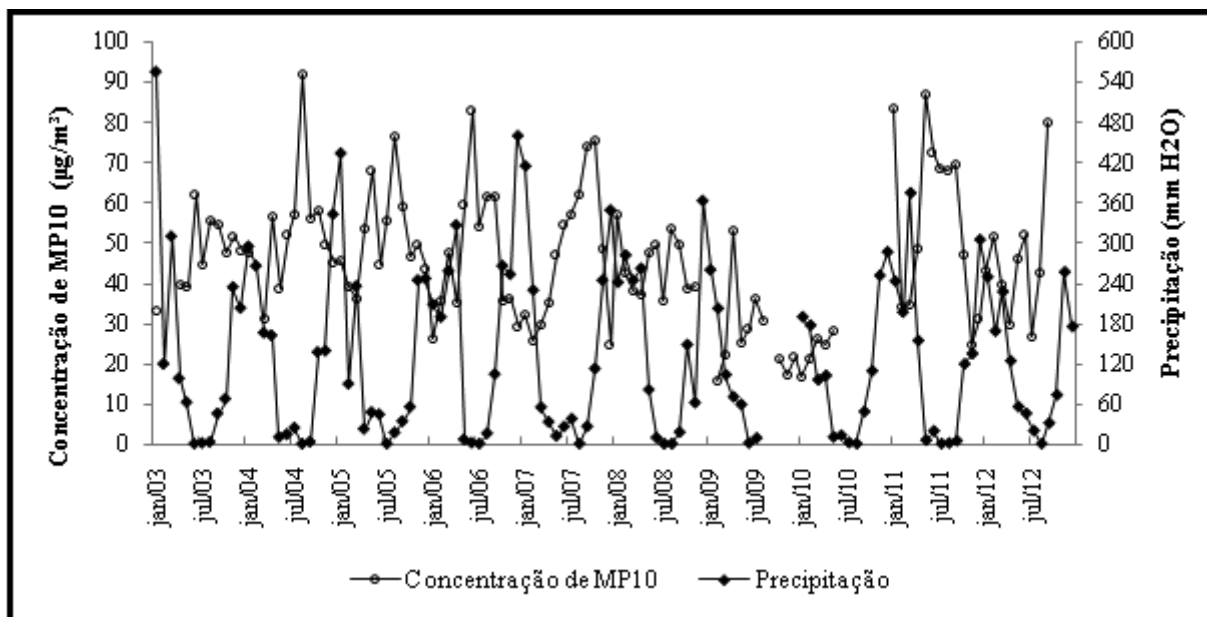


Figura 31 Influência da precipitação pluviométrica nos níveis de MP10.

Por outro lado, na ausência de chuvas as concentrações de MP₁₀ suspenso se elevam, atingindo patamares preocupantes com relação à qualidade do ar e, conseqüentemente à saúde pública.

5.2.2. Efeito da umidade relativa

A Figura 32 ilustra como a umidade relativa afeta a qualidade do ar no que diz respeito à poluição por MP₁₀.

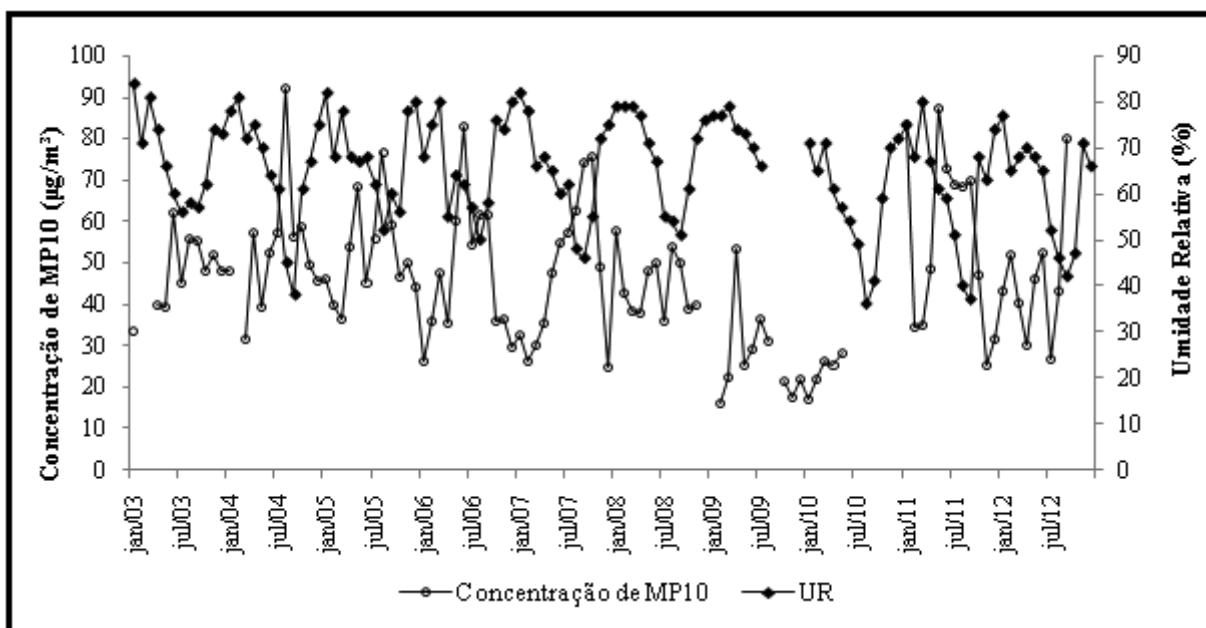


Figura 32 Influência da umidade relativa do ar nos níveis de MP10.

De maneira geral, a influência da umidade relativa nas concentrações de MP₁₀ suspenso é semelhante ao efeito do índice pluviométrico. Quando a umidade relativa é mais alta, as partículas se aglomeram e sedimentam mais facilmente, sendo removidas por deposição, o que colabora para a melhoria da qualidade do ar. A OMS considera o índice de umidade relativa do ar como um dos fatores cruciais para a determinação das medidas de proteção à saúde pública, visto que em períodos de extrema estiagem os poluentes particulados e gasosos permanecem na atmosfera causando e/ou agravando enfermidades de diversas naturezas nos organismos.

5.2.3. Efeito da temperatura

A Figura 33 mostra a influência da temperatura na qualidade do ar com relação às partículas em suspensão.

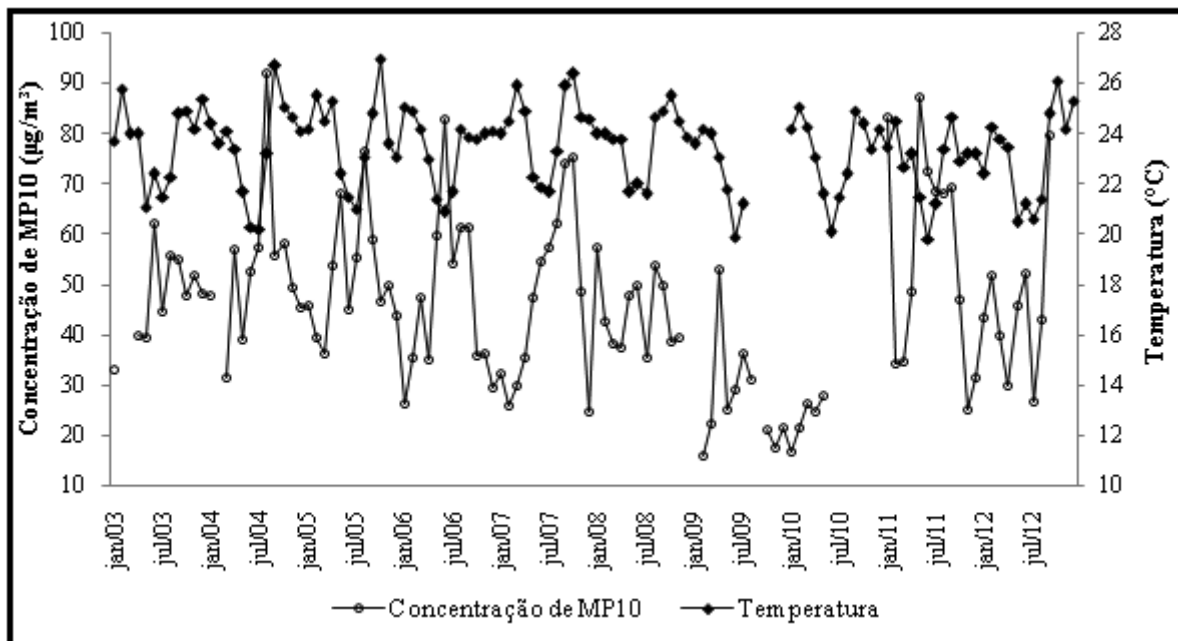


Figura 33 Influência da temperatura do ar nos níveis de MP10.

A variação da temperatura do ar, assim como os demais parâmetros analisados, provoca oscilações no grau de poluição. Do ponto de vista da estabilidade atmosférica, o perfil de temperatura exerce importante influência sobre a condição de diluição dos poluentes, visto que na camada inferior da atmosfera as temperaturas mais altas conduzem à formação de movimentos verticais ascendentes que arrastam os poluentes para os níveis mais elevados da atmosfera promovendo sua diluição. As baixas temperaturas associadas à baixa umidade do ar conduzem à manifestação de problemas que vão desde o desconforto com o ressecamento das mucosas nasais até o desenvolvimento de doenças crônicas mais graves.

Os efeitos da sazonalidade podem ser quantificados a partir da desagregação das médias de concentrações por períodos seco (abril a setembro) e úmido (outubro a março), como apresentado na Tabela 12.

Para a melhor visualização do cenário, a Figura 34, logo após, mostra esses resultados representados na forma gráfica, destacando-se o valor padrão anual segundo o CONAMA que, com exceção dos anos de 2003, 2008 e 2012 foi ultrapassado no período seco. Ainda de acordo com o CONAMA, o índice de qualidade do ar nos 10 anos analisados é classificado como bom na estação úmida e moderado na estação seca, com ocorrências esporádicas de picos que caracterizam a qualidade ruim do ar da região.

Tabela 12 Concentrações de MP10: médias anuais e por períodos seco e úmido.

Ano	Concentrações Médias ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	Seco	Úmido	Anual
2003	47,90	42,22	46,08
2004	60,45	43,39	55,33
2005	59,48	42,81	51,04
2006	59,83	35,98	46,55
2007	55,72	40,89	48,99
2008	46,54	41,74	44,47
2011	68,22	39,93	56,39
2012	48,46	47,75	48,26

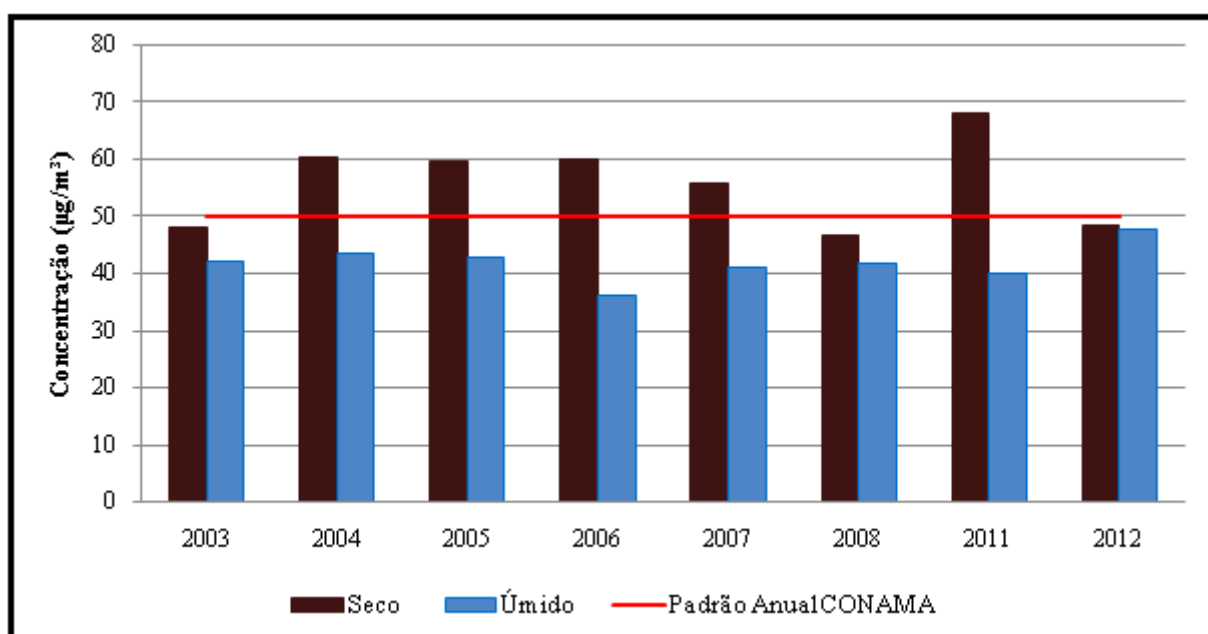


Figura 34 Representação gráfica das médias anuais e por estação.

A análise dos dados desagregados permitiu ainda verificar que a média de concentrações no período seco se mantém em média 33% maior do que no período chuvoso de cada ano. Os resultados de 2012, no entanto, exibiram um perfil peculiar, no qual os níveis de poluição por MP_{10} nas estações seca e chuvosa foram praticamente iguais. Este fato pode ser atribuído ao índice de precipitação considerável observado nos meses de maio, junho e setembro, meses em que normalmente a taxa de precipitação pluviométrica é praticamente nula.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS DE ENTRADA DO MODELO CAL3QHC

As variáveis requeridas como dados de entrada pelo modelo de dispersão CAL3QHC envolvem a caracterização do ambiente escolhido para a simulação dos níveis de MP_{10} com relação ao clima, à geometria das vias (coordenadas dos *links* e receptores), à frota e ao fluxo veicular local. As seções seguintes apresentam a forma de obtenção e o tratamento aplicado às variáveis relevantes no estudo.

5.3.1 Velocidade e direção dos ventos

Os dados de velocidade e direção dos ventos para o ano de 2012 foram obtidos junto ao INMET e tratados de forma a construir a rosa dos ventos e determinar a faixa de velocidades e a direção preferencial dos ventos. Os gráficos foram traçados a partir dos dados registrados na estação meteorológica da UFU e separados por época do ano (períodos seco de abril a setembro e úmido de outubro a março), conforme mostram as Figuras 35 e 36.

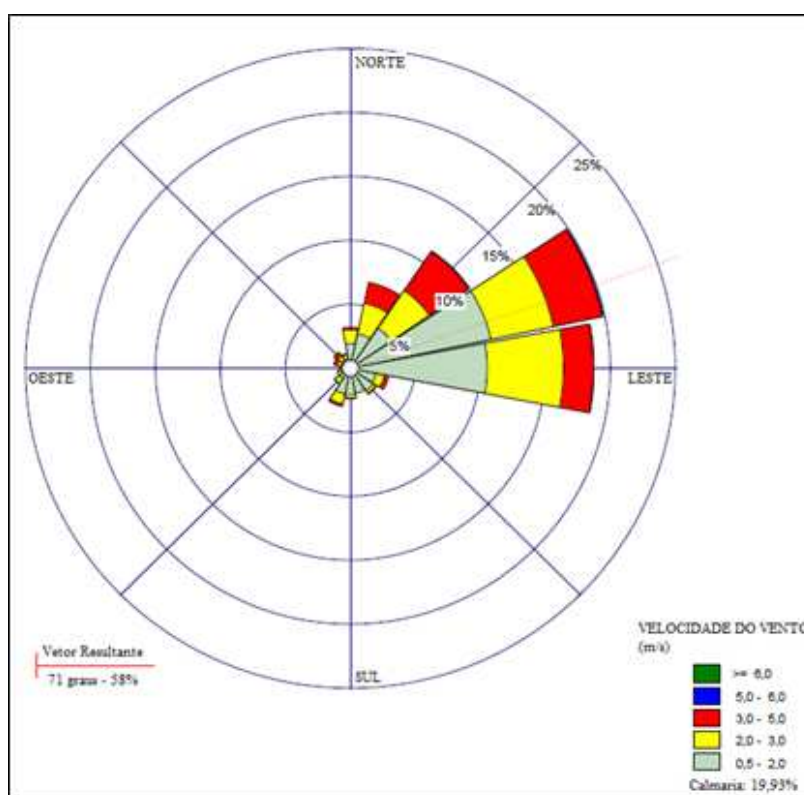


Figura 35 Rosa dos ventos referente ao período seco de 2012.

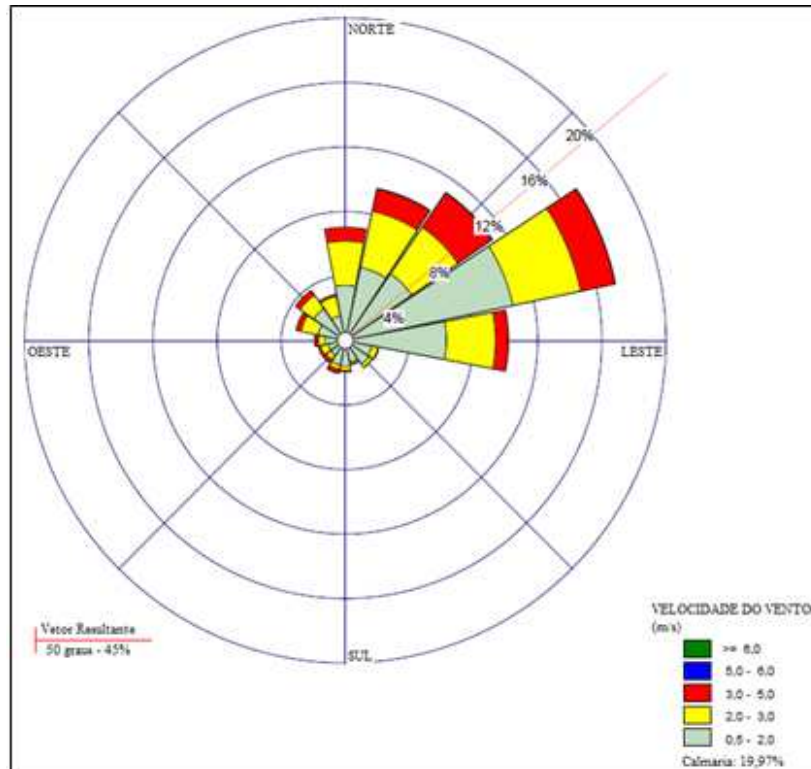


Figura 36 Rosa dos ventos referente ao período úmido de 2012.

As Figuras 35 e 36 indicam que a direção predominante do vento no ano de 2012, em ambas as estações, esteve na faixa de direção nordeste-leste (ENE), correspondente à faixa de ângulo de 45 a 90 graus. Quando o vento flui nesta direção os poluentes inertes tendem a ser transportados a partir dos *links* selecionados para estudo até o receptor discreto localizado no terminal, conforme mostra a figura 37.

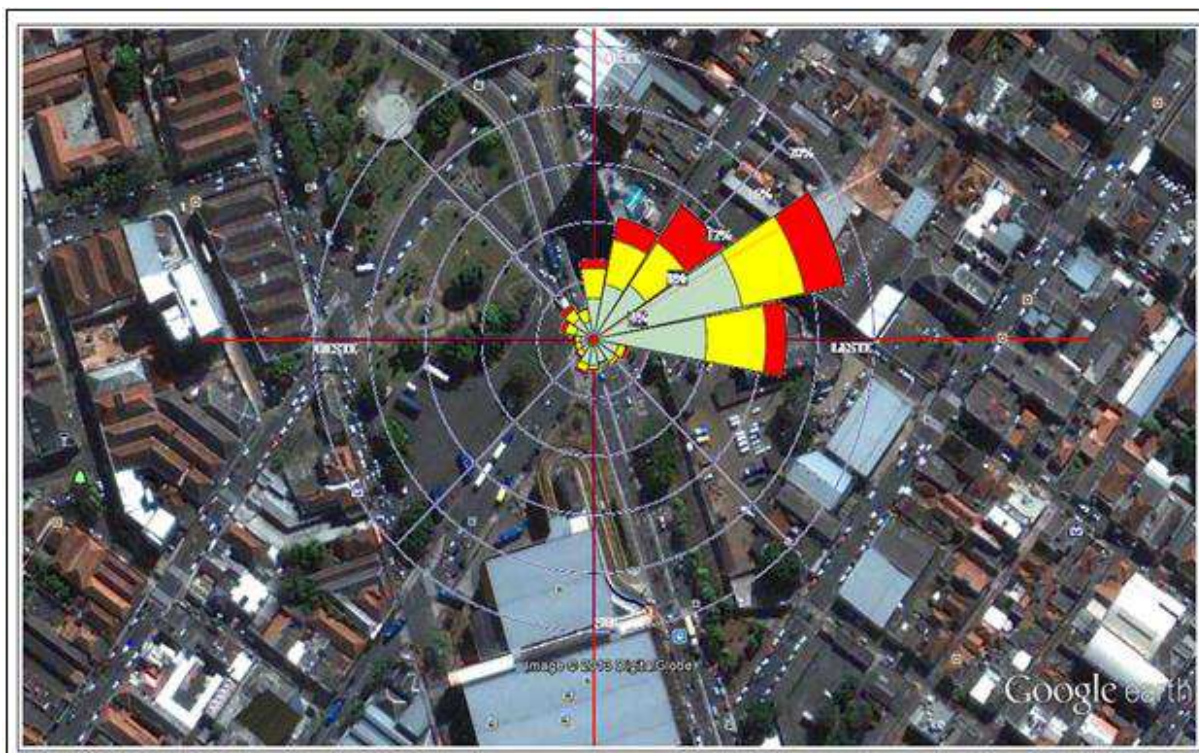


Figura 37 Representação da direção predominante do vento no local de estudo.

A região de estudo não é dotada de edifícios de altura elevada, porém, as edificações existentes no percurso entre a estação meteorológica e a área onde estão localizados os receptores podem afetar sensivelmente a direção e velocidade do vento e provocar a formação de *canyons* devido ao efeito de rugosidade do terreno.

As Figuras 38 e 39 apontam as distribuições de frequências de ocorrência das faixas de velocidade, definidas de acordo com as classes de vento de Pasquill para as estações úmida e seca, respectivamente.

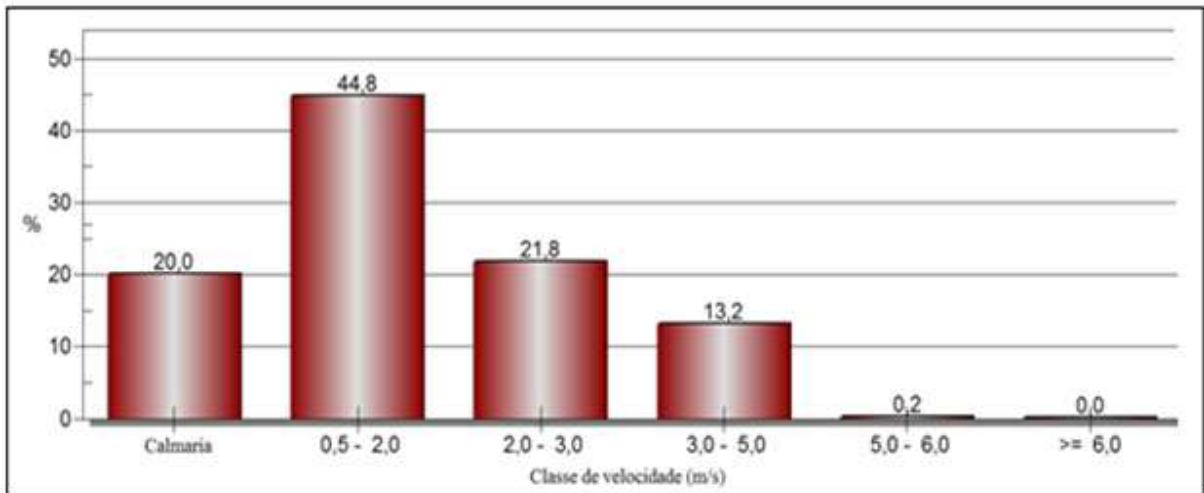


Figura 38 Distribuição de frequência das classes de vento no período úmido de 2012.

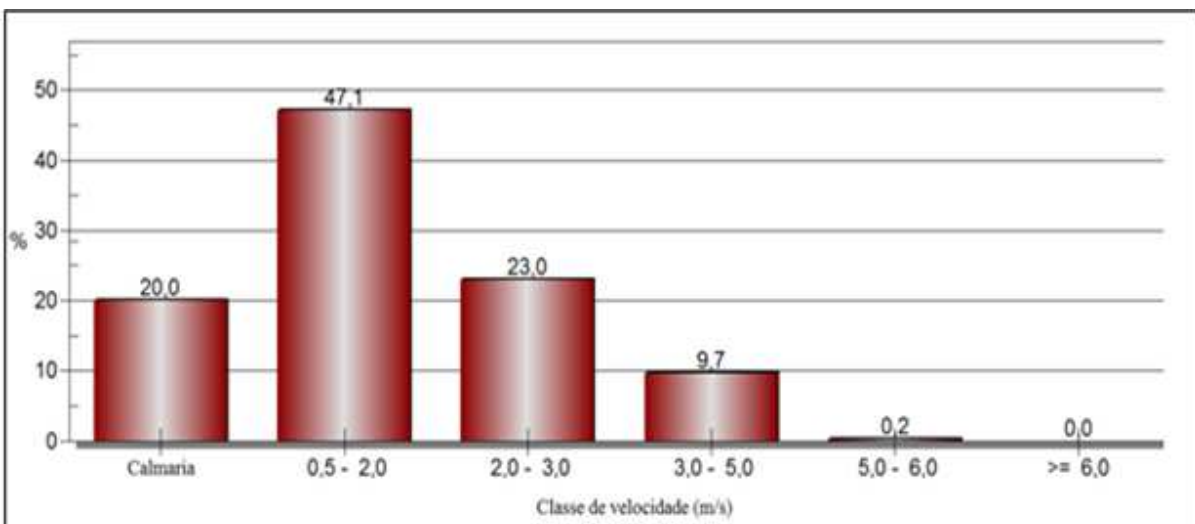


Figura 39 Distribuição de frequência das classes de vento no período seco de 2012.

A classe de velocidades de vento predominante no ano de 2012 para ambas as estações foi de 0,5 a 2,0 m/s, tendo sido registradas médias de 1,55 e 1,46 m/s para as estações seca e úmida, respectivamente e 1,50 m/s como a média do ano, apresentando 20% de calmaria, ocasionada pelas zonas de baixa pressão, principalmente no período noturno.

É interessante notar ainda a distinção do comportamento da atmosfera nos períodos diurno e noturno com relação à velocidade do vento. O período diurno, compreendido das 07:00 às 18:00h é caracterizado pela ocorrência de períodos de instabilidade, nos quais os fluxos turbulentos favorecem a diluição dos poluentes. Durante os dias do ano de 2012 obteve-se a média de velocidade de 1,91 m/s com 11% de calmaria, ou seja, situação em que o ar está estagnado. No período noturno, que abrange o horário das 19:00 às 06:00h a média

de velocidade do vento foi de 1,09 m/s, com ocorrência de 30% de calmaria. A condição estável da atmosfera prevalece e os movimentos das camadas de ar são menos evidentes. Do ponto de vista do transporte de poluentes particulados as médias de velocidades relativamente baixas são prejudiciais à qualidade do ar, visto que induzem à formação de *hotspots*, regiões com ocorrência de picos de concentração de partículas e outros poluentes na baixa atmosfera.

5.3.2 Perfil da frota veicular

O crescimento da frota de veículos de Uberlândia é pautado pela taxa de desenvolvimento econômico do município, visto que a ascensão da população implica na demanda crescente por instrumentos eficientes de mobilidade urbana.

A frota veicular de Uberlândia foi determinada com a finalidade de se calcular o seu fator de emissão ponderado para o parâmetro material particulado. Com relação à idade, foram considerados os veículos com ano de fabricação de 1982 a 2012 pelo fato de os veículos com mais de 30 anos de uso representarem uma fração pouco significativa da frota. Os dados fornecidos pelo DETRAN-MG correspondem à frota circulante em Uberlândia no ano de 2012 desagregada por ano de fabricação e tipo de combustível utilizado. Para este estudo foram selecionados apenas os veículos leves movidos à gasolina, a fração *flex* abastecida com gasolina e os veículos movidos à diesel, visto que automóveis movidos a GNV (gás natural veicular) e etanol emitem quantidades negligenciáveis de material particulado pelo escapamento, segundo Murgel (1990).

Na determinação da parcela de veículos *flex* abastecidos com gasolina foi adotada a metodologia proposta por Goldemberg (2008), que estabelece que no Brasil, a decisão por utilizar etanol ou gasolina é função predominantemente da relação de preços entre os combustíveis. O estudo de Goldemberg possibilitou estimar a porcentagem de veículos bicompostíveis que utilizam gasolina em cada Estado brasileiro, conforme mostra a Figura 40. A curva contínua corresponde à função que melhor representa o comportamento brasileiro médio de usar o etanol em veículos leves, em resposta à relação dos preços dos combustíveis.

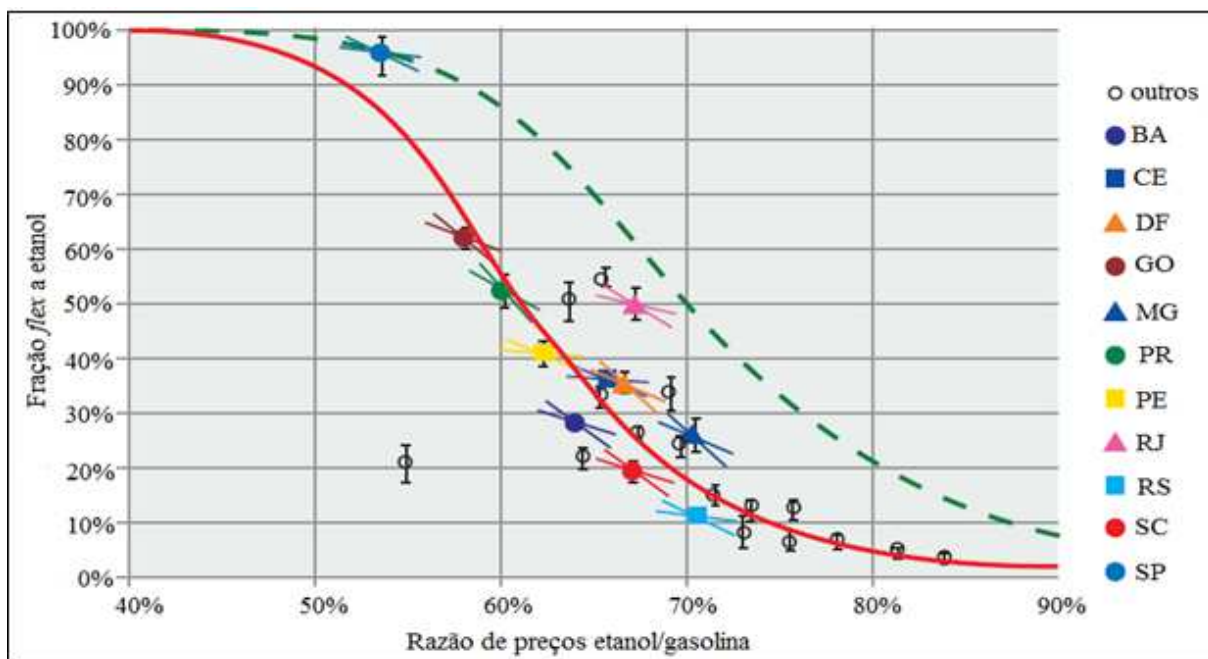


Figura 40 Fração da frota de veículos flex operando com etanol em função da relação de preços entre o etanol e a gasolina, nos postos, em cada unidade da Federação.
 Fonte: Goldemberg (2008).

A curva tracejada indica a curva ideal que corresponde a um uso de etanol por 50% da frota flexível quando a razão de preços por litro entre o álcool e a gasolina C for a de equilíbrio de autonomia, ou seja, 70%. Embora essa relação leve em conta o poder calorífico dos dois combustíveis, o fato é que cada motor *flex* tem uma calibragem, e a maioria privilegia o uso de gasolina.

Cabe ressaltar que apesar de se assumir que o fator econômico é decisivo na escolha do combustível, existem outros aspectos que são levados em consideração pelos motoristas no momento do abastecimento como o rendimento, a potência explorada e a consciência ambiental. Para proceder a esta estimativa, foram levantados os preços médios praticados em 230 postos de revenda de Uberlândia no ano de 2012, segundo pesquisas da ANP (Agência Nacional do Petróleo), cujos resultados são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 Levantamento dos preços médios de gasolina e etanol praticados em Uberlândia no ano de 2012.

Combustível	Mês	Preço médio (R\$)	Desvio padrão (R\$)	Mínimo (R\$)	Máximo (R\$)
Gasolina	Jan	2,780	0,045	2,689	2,990
	Fev	2,800	0,094	2,499	2,950
	Mar	2,789	0,066	2,630	2,899
	Abr	2,857	0,056	2,630	2,899
	Mai	2,682	0,093	2,550	2,990
	Jun	2,776	0,147	2,510	2,899
	Jul	2,867	0,027	2,699	2,899
	Ago	2,855	0,032	2,630	2,970
	Set	2,784	0,028	2,700	2,889
	Out	2,863	0,048	2,690	2,899
	Nov	2,907	0,065	2,650	2,999
	Dez	2,966	0,033	2,690	2,999
Etanol	Jan	2,205	0,054	2,050	2,430
	Fev	2,096	0,056	1,950	2,285
	Mar	2,071	0,039	1,899	2,299
	Abr	2,076	0,036	1,950	2,199
	Mai	2,039	0,061	1,829	2,299
	Jun	1,991	0,060	1,769	2,169
	Jul	1,984	0,056	1,790	2,099
	Ago	1,964	0,065	1,760	2,099
	Set	1,937	0,062	1,760	2,099
	Out	1,965	0,050	1,790	2,080
	Nov	1,969	0,046	1,800	2,099
	Dez	1,972	0,034	1,830	1,999

Fonte: ANP (2013).

A média final das razões entre preços de etanol e gasolina (PE/PG) para cada mês do ano, calculada a partir da Tabela 17, foi de 0,716, o que significa que o preço médio do etanol que vigorou em Uberlândia em 2012 correspondeu a 71,6% do preço médio da gasolina. A partir da relação gráfica fornecida por Goldemberg (2008) para o estado de Minas Gerais, pode-se estender para Uberlândia a consideração de que aproximadamente 26% dos veículos bicompostíveis são abastecidos com etanol ($f_e = 0,26$), o que permite o cálculo do número de veículos *flex* abastecidos com gasolina através da Equação 13.

Na Tabela 14 são apresentadas a frota considerada e as percentagens de veículos desprezados neste estudo e Figura 39 ilustra o perfil da frota considerada, incluindo os veículos *flex* abastecidos com etanol.

Tabela 14 Frota considerada no estudo.

Combustível	Frota cadastrada	Frota considerada	Parcela desprezada	Média de idade (anos)
<i>Flex</i> (etanol/gasolina)	90.171	57.709	32.462 (36%)	3
Gasolina	206.628	184.910	21.718 (10,5%)	12
Diesel	27.657	24.907	2.750 (10%)	10
Total	324.456	267.526	56.930 (17,5%)	-

A análise da evolução da idade da população veicular uberlandense considerada revela a constante renovação da parcela *flex* frente aos veículos dedicados a gasolina e a diesel. A partir de 2009 o incremento da frota a gasolina diminuiu drasticamente, perdendo espaço para os bicompostíveis, enquanto a frota de veículos pesados a diesel tem sofrido modesto aumento desde 2006.

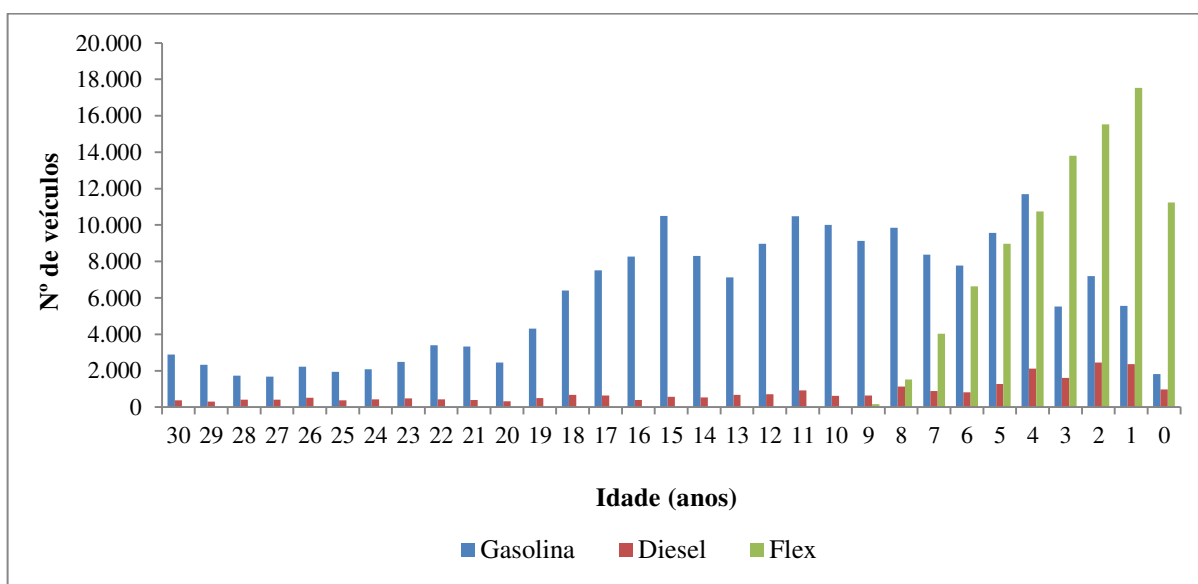


Figura 41 Perfil etário da frota veicular de Uberlândia-MG considerada no estudo.

Nota-se que a partir do ano de 2011 (idade de 1 ano) todas as categorias apresentaram queda nas vendas de veículos zero km, provavelmente devido à diminuição da viabilidade econômica na aquisição dos mesmos, proporcionada pela alta da inflação neste ano. Nesse contexto, o incremento da frota invariavelmente resulta no aumento da taxa de emissão de poluentes, especialmente por parte dos veículos movidos a diesel. Por outro lado a composição desta frota por veículos mais novos tende a abrandar o efeito da deterioração dos

dispositivos de controle de emissões e outros componentes dos mesmos, mediante o amparo dos programas de controle de poluição (PROCONVE).

5.3.3 Fatores de emissão

A estimativa da quantidade de material particulado emitido por um veículo em funcionamento em um determinado intervalo de tempo é dada pelo fator de emissão, geralmente definido para cada tipo de veículo. Neste estudo foi necessária a adoção de fatores de emissão para duas situações distintas: veículos em movimento e parados em fila.

No Brasil o PROCONVE não regulamenta as emissões de material particulado por veículos leves, portanto são escassos os estudos nesse sentido, podendo-se destacar a iniciativa da CETESB na divulgação dos fatores de emissão de veículos nacionais novos. O valor médio de 0,057 g/km para veículos leves foi obtido nos ensaios de dinamômetro de chassi realizados no Laboratório de Emissão Veicular da CETESB e seu uso é recomendado na execução de estudos dessa natureza. Este fator de emissão é utilizado como referência na elaboração dos inventários brasileiros de emissões veiculares e foi adotado neste trabalho como fator de MP_{10} para veículos leves em movimento, visto que refletem mais fielmente as características dos veículos componentes da frota nacional e do município de Uberlândia.

No caso dos veículos pesados movidos a diesel, o PROCONVE regulamenta os níveis de emissão de MP conforme as diferentes fases do programa. A Tabela 15 mostra a distribuição da frota uberlandense de veículos com motores diesel em relação às fases P. Nota-se que uma parcela considerável dos veículos a diesel que compõem a frota de Uberlândia (quase 30%) corresponde às fases P-6 e P-7, com ano de fabricação a partir de 2009.

Tabela 15 Frota de veículos a diesel em Uberlândia-MG em 2012 distribuídos entre as fases do PROCONVE.

Fases do PROCONVE	Ano de fabricação	Nº de veículos a diesel	Porcentagem da frota considerada
Pré-PROCONVE P-1 e P-2	1982	370	1,49
	1983	313	1,26
	1984	405	1,63
	1985	406	1,63
	1986	523	2,10
	1987	379	1,52
	1988	419	1,68
	1989	475	1,91
	1990	429	1,72
	1991	388	1,56
	1992	322	1,29
	1993	506	2,03
	P-3	1994	677
1995		633	2,54
1996		391	1,57
1997		564	2,26
P-4	1998	537	2,16
	1999	671	2,69
	2000	708	2,84
	2001	922	3,70
	2002	623	2,50
P-5	2003	642	2,58
	2004	1123	4,51
	2005	891	3,58
	2006	818	3,28
	2007	1268	5,09
	2008	2119	8,51
P-6	2009	1600	6,42
	2010	2451	9,84
	2011	2364	9,49
P-7	2012	970	3,89
Total		24907	100,00

O fator médio referente aos veículos movidos a diesel foi calculado mediante a aplicação da Equação 13. Como a fase P-6 não chegou a ser implementada, os veículos com anos de fabricação de 2003 até 2011 foram considerados pertencentes à fase P-5. O fator de emissão composto, calculado através da Equação 14 reproduz, portanto, o fator médio da frota de Uberlândia, utilizado no arquivo de entrada para as simulações com o modelo CAL3QHC. A Tabela 16 sumariza os resultados dos fatores adotados e calculados.

Tabela 16 Fatores de emissão de MP10 empregados no trabalho.

Descrição	Fator
Fator médio de veículos a diesel (FM ^d) – g/km	0,201
Fator médio de veículos a gasolina (FM ^g) – g/km	0,057
Fator composto de veículos em movimento (FE _c) – g/km	0,070
Fator de veículos parados (FE _p) – g/h	2,590

A referência para a adoção do fator de emissão de MP₁₀ para veículos parados em fila foi o estudo realizado pelos pesquisadores da divisão de fontes móveis da EPA. Embora o valor divulgado pela agência americana seja definido para a categoria de veículos pesados a diesel, tal fator foi adotado neste trabalho devido à falta de estudos suplementares nesse sentido.

5.3.4 Fluxo de veículos

A estimativa do volume de tráfego para cada um dos links considerados foi conduzida a partir dos dados disponibilizados pela SETTRAN e em observações *in loco* no período de 24 a 30 de outubro de 2012.

A Figura 40 refere-se aos fluxos médios diários de veículos na Av. João Pinheiro em dias úteis para cada mês do ano de 2012, cedidos pela SETTRAN.

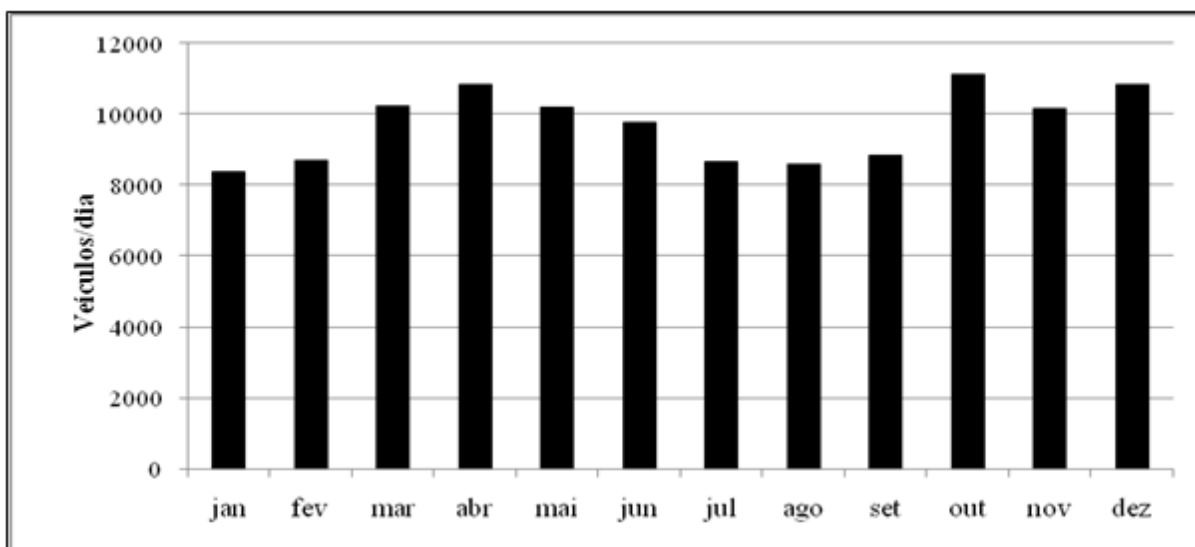


Figura 42 Médias de fluxo diário dos dias úteis na Avenida João Pinheiro em 2012.

Fonte: SETTRAN (2012).

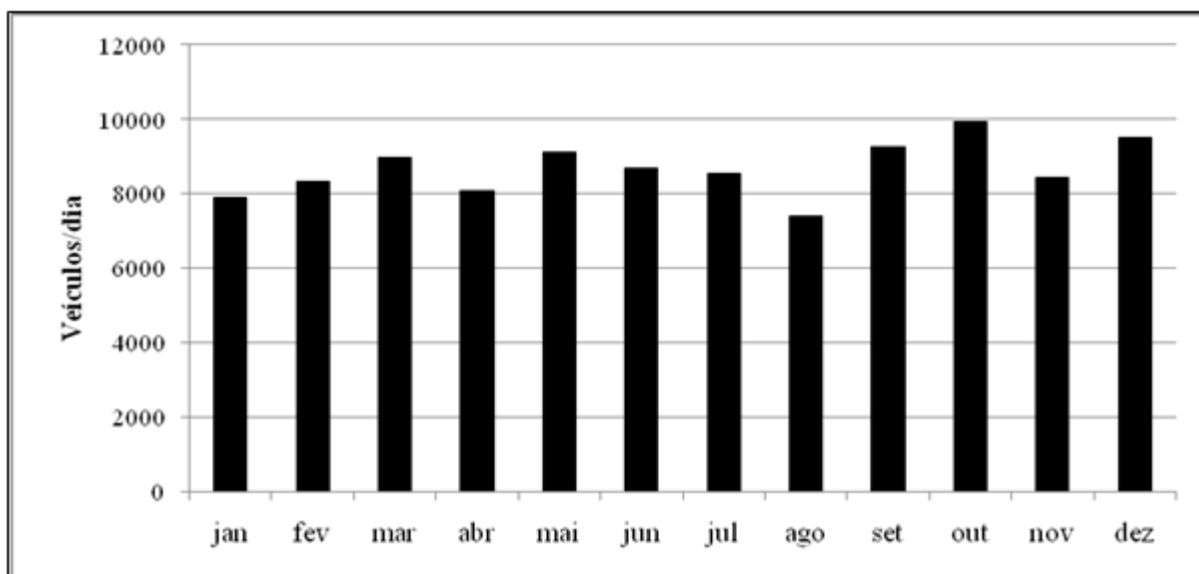


Figura 43 Médias de fluxo diário aos sábados na Avenida João Pinheiro em 2012.
 Fonte: SETTRAN (2012).

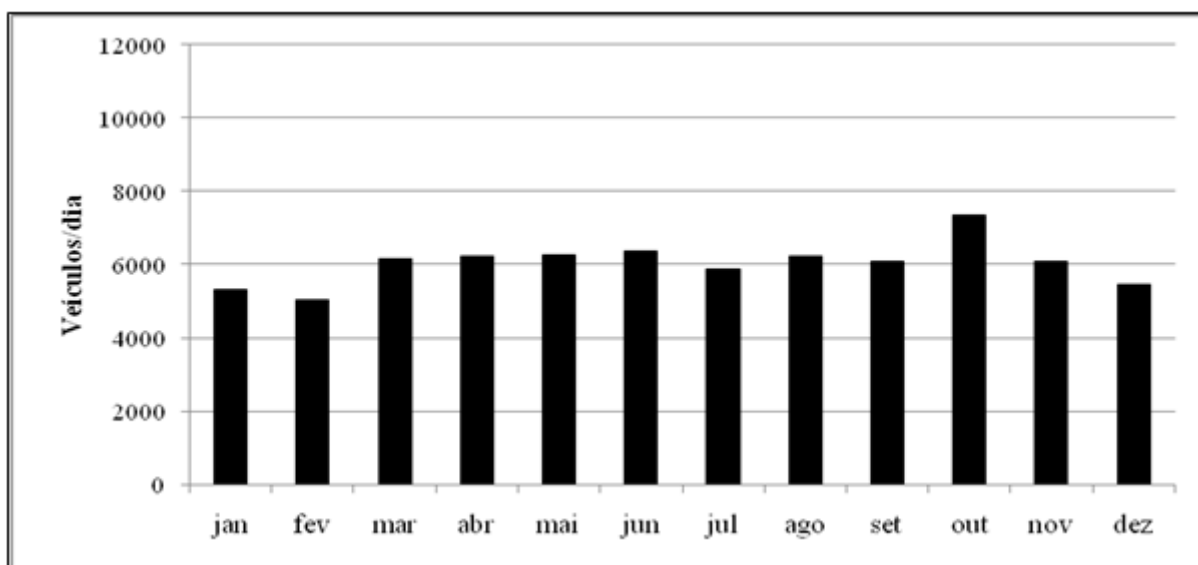


Figura 44 Médias de fluxo diário aos domingos na Avenida João Pinheiro em 2012.
 Fonte: SETTRAN (2012).

O volume de tráfego reduzido observado nos meses de janeiro e fevereiro se deve principalmente ao período de férias escolares. Com exceção do mês de julho, normalmente, os fluxos diários se mantêm uniformes nos demais meses, porém no período de julho a setembro a redução atípica do volume de tráfego no local é atribuída, provavelmente, ao período de greve nos Campus da Universidade Federal de Uberlândia, na Escola de Educação Básica (ESEBA) e na Escola Técnica de Saúde (ESTES) – unidades da UFU – que vigorou de 17 de

maio a 17 de setembro de 2012. A Prefeitura Municipal de Uberlândia constantemente tem implementado mudanças no trânsito das principais vias do centro da cidade visando à maior fluidez do tráfego de ônibus e veículos leves evitando a ocorrência de congestionamentos e o incremento da poluição. Dentre essas alterações destacam-se a criação das faixas exclusivas para ônibus nas avenidas João Pinheiro e João Naves de Ávila e o desvio de curso de outras avenidas que ligam os bairros periféricos ao centro. Nas Figuras 41 e 42 revelam-se os volumes de tráfego diários dos dias de sábados e domingos, de acordo com a SETTRAN.

Para fins de simulação, os fluxos horários foram coletados nos períodos de pico diários, compreendidos entre as 11:00h e 13:00h e das 17:00h às 19:00h dos dias úteis. O fluxo veicular da pista sentido norte da Avenida João Naves de Ávila foi estimado com base nos resultados das observações efetuadas entre os dias 24 e 30 de outubro de 2012, que são apresentados nas Figuras 43 a 45.

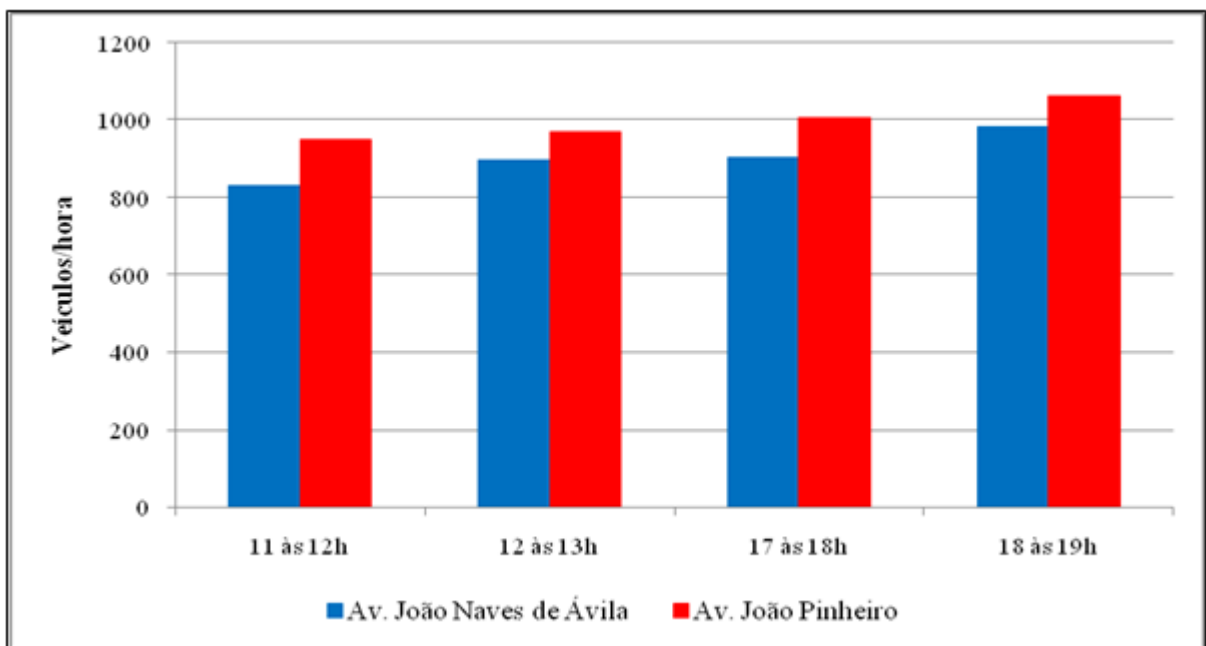


Figura 45 Fluxos horários no cruzamento estudado em dias úteis.

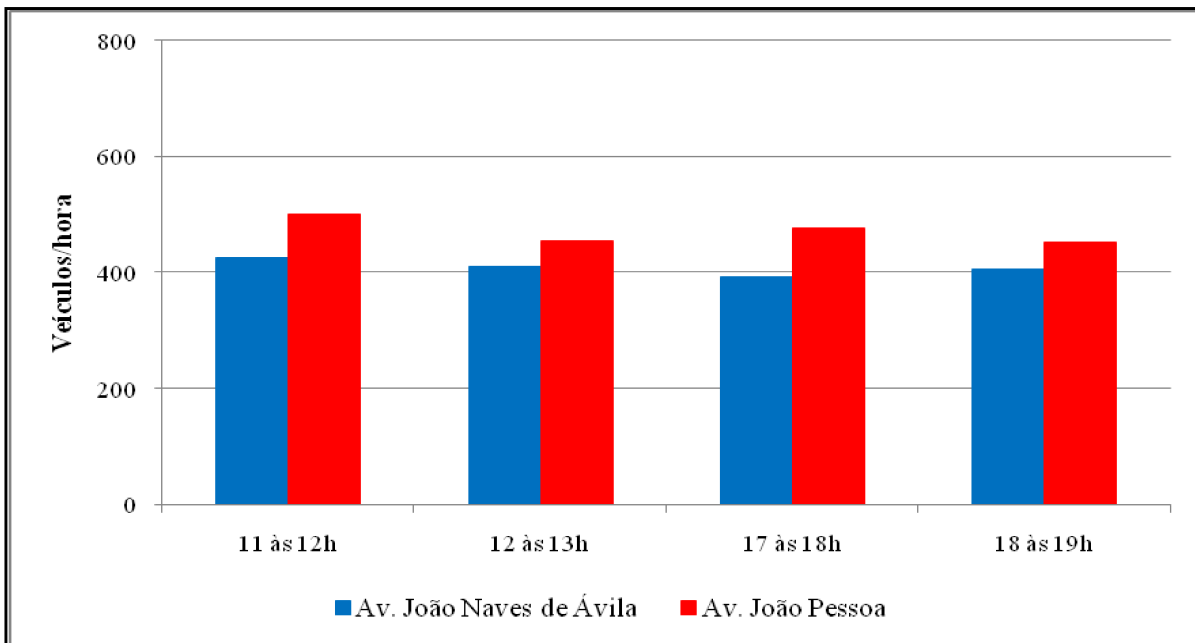


Figura 46 Fluxos horários no cruzamento estudado no dia de sábado.



Figura 47 Fluxos horários no cruzamento estudado no dia de domingo.

Na análise dos resultados de contagem veicular nota-se que o maior fluxo em dias úteis corresponde ao período das 18 às 19 horas, no qual a média de volume de tráfego da Avenida João Naves foi de 983 veículos por hora, enquanto na Avenida João Pinheiro a

média das observações foi 1061 veículos por hora. Observa-se ainda que o volume veicular é reduzido significativamente no fim de semana em face da não necessidade de deslocamentos devido ao expediente de empresas, comércios e escolas.

5.4 SIMULAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MP_{10} DE 2012 COM O MODELO CAL3QHC

Os resultados das concentrações de MP_{10} observadas no receptor discreto e previstas pelo modelo (C_o e C_p) para o ano de 2012 foram plotados após a eliminação dos *outliers* do conjunto de dados experimentais, de forma a se estabelecer uma análise gráfica da capacidade preditiva do modelo CAL3QHC, conforme a Figura 46.

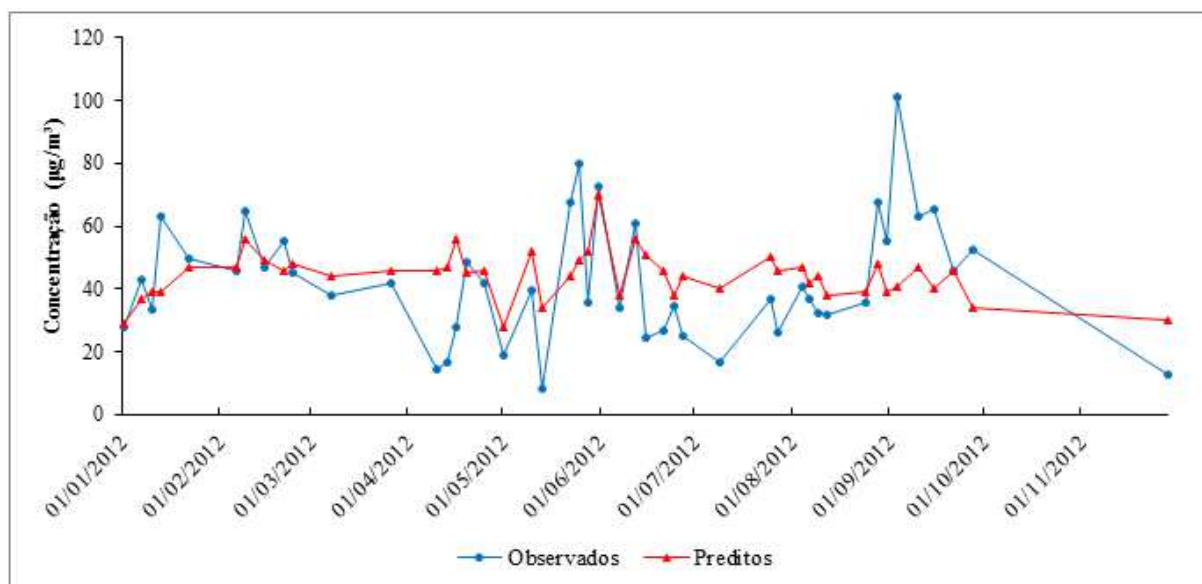


Figura 48 Comparação entre os resultados experimentais e simulados das concentrações de MP_{10} em 2012 na cidade de Uberlândia-MG.

A partir da análise da Figura 48 é possível notar que na comparação entre os resultados experimentais e simulados o modelo apresentou alguns pontos de imprecisão na simulação das concentrações de MP_{10} no período selecionado, sobretudo na ocorrência de valores muito altos ou muito baixos de concentração. Entretanto, diante da Figura 48 não é possível evidenciar a magnitude quantitativa dos erros ou da precisão do modelo, tornando-se necessário o uso de indicadores estatísticos para a devida avaliação. A sensibilidade do modelo à velocidade do vento foi avaliada a partir da comparação entre valores simulados e

observados separados de acordo com as classes de vento de Pasquill utilizando as mesmas medidas estatísticas.

A performance operacional do modelo CAL3QHC foi avaliada quantitativamente mediante o cálculo de parâmetros estatísticos que permitiram estabelecer comparações entre os valores experimentais de concentrações de MP₁₀ com aqueles simulados pelo modelo. Na Tabela 17 são apresentados as médias aritméticas e desvios padrões de ambos os conjuntos e os valores dos parâmetros *fractional bias* (*FB*), o erro quadrático médio (EQM), a raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE) e o índice de concordância (*d*) que fornecem uma medida relativa de erro entre os valores observados e simulados pelo modelo. O parâmetro *FB* é um fator que varia de -2, isto é, extrema subestimação a +2, isto é, extrema superestimação das concentrações, e se mostra conveniente para comparar os resultados de estudos que envolvem diferentes níveis de concentração. O fator *d* não constitui uma medida de correlação em si, contudo, informa o quão livre de erro estão as estimativas do modelo, variando de 0 a 1, no qual o valor 1 significa perfeita concordância entre os valores medidos e simulados e zero indica completa discordância.

Tabela 17 Medidas de performance do modelo CAL3QHC para as classes de velocidade.

Parâmetro	Valores Observados	Valores Preditos
Todas as classes de velocidade		
Média Aritmética (µg/m ³)	42,45	44,35
Desvio Padrão (µg/m ³)	19,23	7,67
EQM	-	303,91
RMSE	-	17,43
<i>FB</i>	-	0,04
<i>D</i>	-	0,51
Classe de 0,5 a 2,0 m/s		
Média Aritmética (µg/m ³)	39,44	45,56
Desvio Padrão (µg/m ³)	16,68	8,48
EQM	-	227,33
RMSE	-	25,24
<i>FB</i>	-	0,14
<i>D</i>	-	0,65
Classe de 2,0 a 3,0 m/s		
Média Aritmética (µg/m ³)	44,36	43,50
Desvio Padrão (µg/m ³)	18,90	6,84
EQM	-	308,04
RMSE	-	17,55
<i>FB</i>	-	-0,02
<i>D</i>	-	0,43

Embora as médias aritméticas das concentrações observadas e previstas tenham atingido valores próximos, os desvios padrões apontam que os dados simulados estão menos dispersos, ou seja, não produzem uma oscilação tão significativa em torno do valor médio quanto os resultados experimentais. Tal fato pode ser observado na Figura 46, onde os resultados do modelo mostram o amortecimento dos picos e dos declínios da concentração em alguns pontos. Os índices de concordância retratam a moderada capacidade preditiva do modelo mediante as condições aplicadas e sugere que, considerando todas as classes de vento de Pasquill, 51% do potencial de erro é explicado pelo modelo, enquanto o fator *FB* revela uma leve tendência à superestimação na predição das concentrações de MP_{10} . Os resultados do parâmetro *d* mostram que para a classe de ventos de 0,5 a 2,0 m/s é a mais favorável ao emprego do modelo CAL3QHC. Para esta classe obteve-se também o menor erro médio e a menor diferença entre os desvios padrões das concentrações observadas e simuladas.

As características da interseção considerada no estudo de Gokhale e Raokhande (2008) em Guwahati (Índia) são semelhantes à configuração das vias do presente estudo, embora os padrões de concentração de MP_{10} observados sejam quase quatro vezes maiores do que no caso de Uberlândia. Os resultados obtidos aqui são similares àqueles publicados pelos autores, cujo índice de concordância entre as concentrações de MP_{10} medidas e previstas para o período de inverno foi de 0,50. A partir deste resultado e de outros dois parâmetros estatísticos (Erro Quadrático Médio e Raiz do Erro Quadrático Médio) os autores concluíram que o CAL3QHC apresentou o melhor desempenho dentre os modelos testados (CALINE3, M-GFLSM e CAL3QHC).

Mishra e Padmanabhamutry (2003) estabeleceram a comparação da performance dos modelos CALINE3, CAL3QHC e PART5, aplicados na determinação dos níveis de concentração de chumbo (Pb) contido no material particulado suspenso em cinco interseções de tráfego com monitoramento em Delhi (Índia). Na avaliação dos gráficos de dispersão dos resultados simulados, os autores notaram a superioridade do modelo CAL3QHC nos casos de todas as interseções, observada sua pequena tendência à superestimação dos resultados.

Nesta avaliação é importante ressaltar a relevância da adoção da concentração de *background*, que constitui uma tentativa de contabilizar outras possíveis fontes de emissão, como o desgaste de freios e pneus dos veículos e a ressuspensão de poeira do solo, que não são levados em consideração pelo modelo e as emissões geradas no interior do terminal de

ônibus e em interseções próximas à área de estudo. A consideração da concentração de background foi sustentada com base no estudo de Ashbaugh et al. (1996), que avaliaram a influência das emissões originadas em um cruzamento nas concentrações de MP_{10} em Sacramento, na Califórnia (EUA). Embora seja razoável o valor constante de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, é recomendável um estudo mais detalhado das concentrações de *background* no local com a finalidade de otimizar a precisão das estimativas.

O fator de emissão de MP_{10} trata-se de outra variável de extrema importância neste estudo. A adoção do fator médio da CETESB, embora seja o que mais se aproxima da realidade da frota uberlandense, agrega um erro significativo às estimativas, considerando-se que tal fator é definido apenas para veículos novos. Os resultados do estudo de Tavares (2009) mostraram a subestimação acentuada das concentrações de MP_{10} na região central de Belo Horizonte - MG, onde o valor médio predito foi 7 vezes menor do que a média de concentrações observadas. A autora apontou o fator de emissão como a principal razão da subestimação pelo modelo CAL3QHCR, a versão refinada do CAL3QHC. Fatores como a deterioração dos componentes dos veículos, a falta de manutenções periódicas adequadas e as emissões diferenciadas de veículos com potência, motorização e tipo de câmbio (manual ou automático) distintos podem alterar consideravelmente o fator de emissão de particulados. Portanto, a obtenção de resultados mais representativos requer o estudo cuidadoso desta variável.

De acordo com o exposto na seção 3 do presente estudo, os modelos Gaussianos impõem uma série de limitações e hipóteses dificilmente encontradas em campo, como é o caso da consideração de vento constante e unidirecional. A partir dos dados meteorológicos levantados, nota-se que durante um dia há uma variação considerável na direção e na velocidade do vento, provocando níveis diferenciados de dispersão atmosférica do material particulado. No entanto, o modelo CAL3QHC se mostrou capaz de responder satisfatoriamente a tais mudanças, de forma que as maiores concentrações nos receptores são encontradas durante os episódios de baixa velocidade do vento. A avaliação da influência da direção do vento nas concentrações simuladas mostrou que a ocorrência de ventos advindos dos quadrantes sudoeste e noroeste (180 a 360°) conduzem a valores de concentração mais baixos nos receptores a montante do cruzamento, enquanto os níveis mais elevados são atingidos quando as correntes fluem a partir da faixa de norte a sudeste (0 a 135°). Nesta

condição os poluentes originados nas vias João Pinheiro e João Naves de Ávila são trazidos para o receptor discreto, aumentando a concentração de MP_{10} nesse ponto.

A contribuição dos veículos parados em fila é igualmente bem descrita pelo modelo. Em todas as simulações as concentrações máximas calculadas pelo modelo foram encontradas nos receptores de números 6, 10, 12, 17, 32 e 40, que estão localizados junto às vias de tráfego (Figura 22) e, portanto, mais sujeitas aos níveis elevados de poluição, gerados preponderantemente pelas emissões dos veículos parados nas filas. Os chamados *hot spots* formam-se em decorrência da menor intensidade dos vórtices turbulentos de origem mecânica e térmica causada pela movimentação dos veículos, dificultando a dispersão do material particulado emitido pelo cano de descarga.

Outro fato a se considerar é que o modelo CAL3QHC não leva em consideração variáveis meteorológicas como a umidade relativa, a precipitação local e a temperatura que, como evidenciado na seção 4, exercem influência significativa sobre os níveis de MP_{10} . Das variáveis climáticas utilizadas como dados de entrada do modelo a estabilidade atmosférica e o perfil do vento por si só não são capazes de prever todos os fenômenos meteorológicos relevantes como, por exemplo, a deposição das partículas através da formação de núcleos de condensação de nuvens.

6 CONCLUSÕES

De posse dos dados obtidos a partir do levantamento das variáveis meteorológicas, nomeadamente, índice pluviométrico, umidade relativa e temperatura do ar junto ao INMET, foi possível estabelecer a caracterização do clima no município de Uberlândia-MG referente ao período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012. A análise dos resultados das variáveis analisadas permitiu inferir que:

- O município de Uberlândia caracteriza-se por apresentar duas estações marcantes no decorrer de um ano: uma seca com temperaturas mais amenas que vigora entre os meses de abril e setembro, e outra úmida e quente, representada pelo período de outubro a março. Esta constatação serviu para delinear o escopo das análises posteriores;
- De 2003 a 2012 percebe-se uma leve tendência à diminuição dos índices de precipitação anuais, sobretudo após o ano de 2008;
- Em consonância com a conclusão anterior, a partir do ano de 2009 a umidade relativa média anual teve redução acentuada, se mantendo a níveis mais baixos até 2012;
- A temperatura média anual também apresentou significativas reduções desde 2007 até 2011 (da ordem de 0,5°C a cada ano), voltando a aumentar no ano de 2012.

Os resultados das medições experimentais das concentrações de MP₁₀ associados aos dados meteorológicos do período de 2003 a 2012 possibilitaram alcançar as seguintes conclusões:

- O desvio padrão da série de dados de concentração revelou que os resultados apresentaram grande variabilidade no decorrer do período selecionado. A oscilação observada exibe característica sazonal e os episódios de altas concentrações podem ser atribuídos à ocorrência de dias com baixo índice pluviométrico e umidade relativa e com condições desfavoráveis à dispersão.
- No decorrer dos dez anos estudados, o valor padrão diário estipulado pela Resolução 03/1990 do CONAMA foi excedido duas vezes em 2004, uma vez em 2006, uma em 2009, três vezes em 2011 e uma vez em 2012, enquanto a legislação estabelece que este limite não

deve ser ultrapassado mais de uma vez ao ano. Esse resultado revelou a ocorrência de episódios agudos de poluição caracterizados pela concentração elevada de MP_{10} .

- As médias anuais de concentração, também regulamentadas pelo CONAMA, demonstraram que dentre os anos avaliados, o de pior qualidade do ar foi o de 2011, cuja média aritmética ultrapassou o valor padrão anual ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), atingindo $56,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Foram verificadas ultrapassagens do padrão também nos anos de 2004 ($55,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 2005 ($51,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

- Na análise dos efeitos climáticos sobre a poluição por MP_{10} , observou-se que as três variáveis meteorológicas analisadas exibem uma proporção inversa com a concentração, de forma que na estação seca e fria, as concentrações se elevam, enquanto na estação úmida os níveis de partículas inaláveis decrescem.

- As médias anuais de concentração de MP_{10} desagregadas por períodos (seco e úmido) revelaram que os patamares de partículas inaláveis são sempre menores na estação chuvosa (em média 33%) do que no período seco, no qual o valor padrão anual do CONAMA é quase sempre excedido.

A análise das respostas do modelo CAL3QHC, empregado na simulação das concentrações de MP_{10} no ano de 2012 permitiu a avaliação da capacidade preditiva, bem como do desempenho do modelo. Acerca da modelagem, pode-se tecer as seguintes conclusões:

- O modelo produziu respostas coerentes mediante a variação de velocidade do vento, de maneira que as concentrações simuladas nos receptores foram mais baixas nos casos de alta velocidade do vento, condição favorável ao transporte e à diluição das partículas suspensas;

- A flutuação da direção do vento exerce influência significativa na concentração de MP_{10} nos arredores do cruzamento estudado. Nos casos em que o vento flui a partir dos quadrantes NNO (norte-noroeste) e SSO (sul-sudoeste), as concentrações no receptor discreto são aproximadamente iguais à concentração de background, ou seja, não sofrem influência significativa das emissões geradas nos links do cruzamento;

- De maneira geral o modelo CAL3QHC apresentou desempenho moderado na previsão do campo de concentrações de MP_{10} , porém, em concordância com a performance observada por Mishra e Padmanabhamutry (2003) e Gokhale e Raokhande (2008);

- A previsão da concentração máxima em cada simulação com o programa CAL3QHC possibilitou a avaliação das estimativas de contribuição das emissões dos veículos parados nas filas formadas à montante da interseção. As concentrações máximas em todos os casos foram encontradas nos receptores localizados nas vizinhanças dos *links* de fila, onde as emissões são mais proeminentes.
- As inconsistências verificadas nos resultados do modelo podem ser atribuídas a diversos fatores como: a adoção da concentração de background constante para todos os receptores considerados; a adoção de fatores de emissão não totalmente coerentes com a frota considerada; as emissões geradas a partir do tráfego de ônibus no interior do terminal; existência de outras fontes emissoras, tais como as partículas resultantes do desgaste de pneus e freios dos veículos, poeira ressuspensa do solo, emissões originadas nos cruzamentos vizinhos, entre outros. A correção de tais imprecisões será possível mediante a execução de pesquisas mais detalhadas acerca da determinação dos parâmetros supracitados, cuja definição não foi possível neste trabalho devido ao tempo e materiais demandados para tal estudo.

O conhecimento da variação temporal e espacial da concentração de contaminantes atmosféricos em uma dada região é de extrema importância para a adoção de medidas regulatórias que previnam a ocorrência de episódios severos de poluição. Embora a concordância entre os resultados experimentais e os fornecidos pelo modelo CAL3QHC tenha sido moderada, a modelagem matemática da dispersão atmosférica, em seu sentido amplo, revela-se como uma importante ferramenta de auxílio à administração pública no intuito de manter o controle dos níveis de poluição e proteger a saúde dos cidadãos.

REFERÊNCIAS

ASHBAUGH, L. L.; FLOCCHINI, R. G.; CHANG, D.; CARVACHO, O. F.; JAMES, T. A.; MATSUMURA, R. T. **Final Report: Traffic Generated PM10 "Hot Spots"**. Air quality group. University of California, California, 1996. 34 p.

AZUAGA, D. **Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil**. 2000. 168f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

BENSON, P. E. A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 23B, n. 3, p. 379-390. 1992.

BOÇON, F. T. **Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica**. 1998. 290f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

BOUBEL, R. W. et al. **Fundamentals of air pollution**. 3 ed., San Diego: Academic Press, 1994, 574p.

BRAGA, A. L.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. D. N. Poluição Atmosférica e seus Efeitos na Saúde Humana. In: **Sustentabilidade na Geração e Uso de Energia no Brasil: os próximos vinte anos**, Campinas, 2002.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2005. 318p.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Nota Técnica N°. 001/2011/SEGER/LAIME/CSC/INMET. **Rede de Estações Meteorológicas Automáticas do INMET**. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia, p. 1-11, 2011.

BRUNO, R. L. **Material particulado atmosférico na cidade de São Carlos - SP: quantificação e identificação de fontes**. 2005.187f. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

CAPPIELLO, A. **Modeling Traffic Flow Emissions**. 2002. 157f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Politécnico de Milão, Milão, 2002.

CETESB (São Paulo). **Emissões veiculares no Estado de São Paulo 2011**, São Paulo: CETESB, 2012. 69 p.

_____. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2012**, São Paulo: CETESB, 2013. 123 p.

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of air pollution prevention and control**. 1 ed., Oxford: Butterworth-Heinemann, 2002, 560p.

CHEN, H. C. et al. **Modeling uncertainties and near-road PM_{2.5}: a comparison of CALINE4, CAL3QHC and AERMOD**. U.C. Davis-Caltrans Air Quality Project, California. 2008, 64 p.

COLLETT, R.; ODUYEMI, K. Air quality modelling: a technical review of mathematical approaches. **Meteorological Applications**, Reading, v. 4, n. 3, p. 235-246. 1997.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES. **A fase P7 do Proconve e o impacto no setor de transporte**. 2.ed. Brasília: CNT/Sest/Senat, 2012. 20 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990**, Publicada no DOU, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, p. 15937-15939.

COSTA, Elenice dos Santos. **Efeitos da poluição do ar relacionados com o crescimento da área urbanizada e do número de veículos automotores no distrito federal**. 2002. 138 p. Dissertação de Mestrado. Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2002.

GODISH, T. **Air quality**. 4 ed., Lewis Publishers, 2004, 506p.

GOKHALE, S. RAO KHANDE, N. Performance evaluation of air quality models for predicting PM10 and PM2.5 concentrations at urban traffic intersection during winter period. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 394, n. 1, p. 9-24, 2008.

GOLDEMBERG, J.; NIGRO, F. E. B.; COELHO, S. T. **Bioenergia no Estado de São Paulo: situação atual, perspectivas, barreiras e propostas**. 1 ed., São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2008, 152p.

GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 12, n. 1, p. 29-40, 2003.

HANNA, R. S.; BRIGGS, G. A.; HOSKER JR., R. P. **Handbook on atmospheric diffusion**. United States: United States Department of Energy, 1982, 102p.

HINDS, W. C. **Aerosol Technology**, 1 ed., New York: Wiley, 1982, 424p.

HOFFMANN, E. Como funciona o catalisador. Motor S/A, 2009. Disponível em <http://motorsa.com.br> (acessado em 14/05/2013).

HOLLOWAY, T.; KINNEY, P. L.; SAUTHOFF, A. Application of air quality models to public health analysis. **Energy for Sustainable Development**, Bangalore, v. 9, n. 3, p. 49-57, 2005.

HOLMÉN, B. A. N.; NIEMEIER, D. A. Characterizing the effects of driver variability on real-world vehicle emissions. **Transportation Research**, Washington, v. 3, n. 2, p. 117-128, 1998.

JAHN, H. J. et al. Particulate matter pollution in the megacities of Pearl River Delta, China – a systematic literature review and health risk assessment. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. p. 281-295, 2011.

KHARE, M.; SHARMA, P. Performance evaluation of general finite line source model for Delhi traffic conditions. **Transportation Research**, Washington, v. 4, n. 1, p. 65-70, 1999.

LATORRE, M. R. D. O. et al. Relação entre poluição atmosférica e atendimentos por infecção de vias aéreas superiores no município de São Paulo: avaliação do rodízio de veículos. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 4, n.3, p. 220-229, 2001.

LIMA, E. A. P. D. **Um estudo sobre a qualidade do ar de Uberlândia**: material particulado em suspensão. 2007. 148f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

LIMA, E. P. **Análise da emissão de poluentes automotivos na cidade de Maringá**. 2007, 124p. Tese (Doutorado) - Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

LIRA, T. S. **Modelagem e previsão da qualidade do ar na cidade de Uberlândia – MG**. 2009. 152f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009.

LUHAR, A. K.; PATIL, R. S. A general finite line source model for vehicular pollution prediction. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 23, n. 3, p. 555-562. 1989.

MacNEE, W.; DONALDSON, K. Particulate Air Pollution: injurious and protective mechanisms in the lungs. In: HOLGATE, S. T. et al. (Orgs.) **Air pollution and health**. San Diego: Academic Press, 1999. p. 653-672.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. 7th ed. Boca Raton: CRC Press, 2000, 876p.

McKENNA, J. D.; TURNER, J. H.; McKENNA Jr., J. P. **Fine particle (2.5 microns) emissions**: regulation, measurement, and control. Hoboken: Wiley, 2008, 257p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**, Brasília, 2011. 111 p.

MISHRA, V. K.; PADMANABHAMUTRY, B. Performance evaluation of CALINE3, CAL3QHC and PART5 in predicting lead concentration in the atmosphere over Delhi. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 37, n. 22, p. 3077-3089, 2003.

MORAES, M. R. D. **Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na micro-escala atmosférica**. 2004. 143f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Revista Ambiente e Sociedade**, v. 7, n. 2 p. 159-173, 2004.

MURGEL, E. M. **Veículos automotores: o Proálcool e a qualidade do ar**. Rio de Janeiro: Conselho Nacional da Indústria, 1990. 52p.

NAGENDRA, S.M.S.; KHARE, M. Line source emission modeling. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 36, n. 13, p. 2083-2098, 2002.

NASCIMENTO, L. F. C. et al. Poluentes ambientais e internações devido a acidente vasculoencefálico. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 7, p. 1319-1324, 2012.

NICODEMOS, R. M. et al. Estudo da relação entre concentração de MP10 e doenças respiratórias na cidade de Uberlândia-MG. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, 8, 2009, **Anais do VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**, Uberlândia, julho 2009.

NOLL, K. E. NOLL; MILLER, T. L.; CLAGGETT, M. A comparison of three highway line source dispersion models. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 12, n. 6-7, p. 1323-1329. 1978.

OSTRO, B. D. Air pollution and morbidity revisited: a specification test. **Journal of environmental economics and management**. New York, v. 14, n. 1, p. 87-98, 1987.

PANDIAN, S.; GOKHALE, S.; GOSHAL, A. K. Evaluating effects of traffic and vehicle characteristics on vehicular emissions near traffic intersections. **Transportation Research**, Guwahati, India. p. 180-196, 2009.

PEREIRA, F. A. C. et al. Urban, traffic- related particles and lung tumors in urethane treated mice. **Clinics**, São Paulo, v. 66, n. 6, p. 1051-1054, 2011.

RAZIF, M.; ADIB, A. Particulate matter concentration at the intercity bus station of Surabaya, Indonesia. **Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation**, Surabaya, v. 1, 2006.

ROSEIRO, M. N. V. **Morbidade por problemas respiratórios em Ribeirão Preto – SP, de 1995 a 2001, segundo indicadores ambientais, sociais e econômicos**. 2002. 150f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R. et al. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment.**, São Paulo, v. 149, n. 1, p. 241-249, 2009.

SCHNELLE Jr., K. B.; BROWN, C. A. **Air pollution control technology handbook**. Boca Raton: CRC Press, 2002. 386p.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. New York: Wiley, 1998. 1326p.

SHARMA, P.; KHARE, M. Modelling of vehicular exhausts: a review. **Transportation Research**, Washington, v. 6, n. 3, p. 179-198, 2001.

SHARMA, A. R.; KHAROL, S. K.; BADARINATH, K. V. S. A case study of Hyderabad. **Transportation Research**, Hyderabad, India. p. 154-159, 2010.

SILVA, E. M.; ASSUNÇÃO, W. L. O clima na cidade Uberlândia – MG. **Revista Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004.

SILVA, M. G. D. **Análise da qualidade do ar com base no fluxo de veículos e variáveis climáticas**: o caso da cidade de Uberlândia - MG. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

SLEZAKOVA, K. et al. Impacto f vehicular traffic emissions in particulate-bound PAHs: levels and associated health risks. **Atmospheric Research**, Porto, Portugal. p. 141-147, 2013.

STULL, R. B. **An introduction to boundary layer meteorology**. 1 ed. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 1988. 666 p.

TAVARES, F. V. F. **Estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte utilizando simulação numérica**. 2009. 131f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Belo Horizonte, 2009.

TORTORA, Gerard J.; DERRICKSON, Bryan. **Princípios de Anatomia e Fisiologia**. 12 ed. Editora Guanabara Koogan. S/A. Rio de Janeiro. 2010. 1256p.

TURNER, D. B. **Workbook of atmospheric dispersion estimates**. 3 ed., Cincinnati: U.S. National Air Pollution Control Administration, 1970, 84p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **User's Guide to CAL3QHC Version 2.0**: a modeling methodology for predicting pollutant concentrations near roadway intersections. EPA-454/R-92-006, U.S. EPA: Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina, 1995. 115p.

_____. **Emission Facts**, EPA420-F-98-014, U.S. EPA: Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina, 1998. 4p.

VALLERO, D. A. **Fundamentals of air pollution**. 4 ed., Oxford: Academic Press, 2008, 948p.

XIMENES, A. R.; MERLI, A. G.; CAMPOS, E. M.; DIAS, J. V. P. P. O impacto ambiental devido à política de crescimento da frota de veículos. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**. Campinas, v. 4, n. 2, 2008.

ZHANG, Q. et al. Vehicle emission inventories based on dynamic emission factors: a case study of Hangzhou, China. **Atmospheric Environmental**. Hangzhou, China. p. 4989-5002, 2008.

ZANNETTI, P. **Air pollution modeling**: theories, computational methods and available software, 1990. 444p.

WEEBERB, J. R. J.; ABREU, L. M de. Frota de veículos automotores e seca no Distrito Federal: os efeitos sobre a saúde pública. **VI Encontro Nacional da Anppas**. Belém-PA, Brasil, 2012.

WILLIAMSON, S. J. **Fundamentals of air pollution**. 1973. 472p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for air quality**. Geneva: WHO, 2000, 190p.

_____. **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.** Geneva: WHO, 2005, 20p.

YURA, E. A.; KEAR, T.; NIEMEIER, D. Using CALINE dispersion to assess vehicular PM_{2.5} emissions. **Atmospheric Environment**, Elmsford, v. 41, n. 38, p. 8747–8757. 2007.