



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA MECÂNICA

METODOLOGIA TEÓRICO-EXPERIMENTAL PARA
DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS BÁSICOS PARA
ELABORAÇÃO DE INVENTÁRIOS DE EMISSÃO DE
VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO

ELISETE GOMIDES DUTRA

Belo Horizonte, 20 de abril de 2007

ELISETE GOMIDES DUTRA

**METODOLOGIA TEÓRICO-EXPERIMENTAL PARA
DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS BÁSICOS PARA
ELABORAÇÃO DE INVENÁRIOS DE EMISSÃO DE
VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Minas Gerais,
como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em
Engenharia Mecânica.

Área de concentração: Calor e Fluidos

Orientador: Prof. Roberto Márcio de Andrade

Departamento de Engenharia Mecânica da UFMG

Co-orientador: Prof. Ramon Molina Valle

Departamento de Engenharia Mecânica da UFMG

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2007

AGRADECIMENTOS

A Deus, por mais essa conquista.

Aos meus pais, Sebastião e Wilma, meu esposo, Juvenal, meus filhos, Gresielle, Leonardo e Lucíola, e meu neto, Gabriel, pelo apoio e pela compreensão por minhas ausências.

Ao Dr. Ilmar Bastos Santos pela confiança, oportunidade e viabilização da minha inclusão no curso de Doutorado do PPGMEC da EEUFMG.

À FEAM, à PBH, à EEUFMG, à FCO, à SMAMA, à BHTRANS e à Polícia Militar pela disponibilização de pessoal e infra-estrutura para realização dos trabalhos de campo.

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais - FAPEMIG pela participação de vários Bolsistas de Iniciação Científica.

Aos meus orientadores e amigos Roberto Marcio Andrade e Ramon Molina Valle pelo aprendizado e por confiarem na minha capacidade.

Ao meu grande amigo Edwan Fernandes Fioravante pelo incentivo e pelo apoio técnico indispensável para realização deste trabalho.

Aos colegas da equipe técnica do projeto de inspeção veicular Bernadete C. Gomes, Márcio C. Batitucci, Luis R. D. Chaves, Ely D. Duarte, Carlos E. Santana e Santos S. Moreira pela oportunidade de trabalho e convívio.

Ao Leonardo G. Dutra e ao Flavio A. Amorim pelo apoio técnico, amizade e dedicação.

Às amigas Beverly W.Y. Liu, Isis L. Silveira, Marleize S. Barbosa, Miriam Regina e Maria do Carmo F. Boa que me apoiaram e incentivaram nos momentos mais difíceis.

À Beverly W. Y. Liu pela força de sempre na tradução para o inglês dos artigos científicos e dos resumos dos trabalhos como o desta tese.

Aos amigos do voleibol Sheila, Ricardo, Luis, Flávia, Isabel, Gisa, June, Angelina, Babi, Ryanna, Amarildo e Rosangela pela compreensão e paciência e, em especial, à Márcia também pela revisão da citação das referências bibliográficas.

Meus sinceros agradecimentos.

“O enfrentamento de problemas ambientais, locais ou globais, nunca será resultado de uma pessoa, organização ou nação, por mais poderosa que seja, mas requer o esforço de todos, desde a mais simples a maior e mais poderosa organização do planeta”.

Carta Verde das Américas 2006

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 4.1 - Evolução da frota de veículos automotores de Belo Horizonte.....	93
GRÁFICO 5.1 - Fatores médios de emissão de <i>CO</i> em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	116
GRÁFICO 5.2 - Fatores médios de emissão de <i>HC</i> em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	117
GRÁFICO 5.3 - Fatores de emissão de <i>CO</i> , em marcha lenta, em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.	117
GRÁFICO 5.4 - Fatores de emissão de <i>HC</i> , em marcha lenta, em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.	118
GRÁFICO 5.5 - Dados de quilometragem média anual percorrida obtidos por consulta aos hodômetros e por aplicação do questionário	121
GRÁFICO 5.6 - Séries de dados de quilometragem média anual percorrida obtidos via hodômetros e suavizados pela técnica de Holt.....	124
GRÁFICO 5.7 - Quilometragem média anual percorrida para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte e de São Paulo.....	125
GRÁFICO 5.8 - Fatores médios de emissão de <i>CO</i> , em marcha lenta, para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte e novos nacionais.....	126
GRÁFICO 5.9 - Fatores médios de emissão de <i>HC</i> , em marcha lenta, para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte e novos nacionais.....	127
GRÁFICO 5.10 - Índices de emissão de <i>CO</i> dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais.....	129
GRÁFICO 5.11 - Índices de emissão de <i>HC</i> dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais.....	131
GRÁFICO 5.12 - Razão entre <i>FE</i> de <i>CO</i> observados e estimados e <i>FD</i> das emissões de <i>CO</i> para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.....	136
GRÁFICO 5.13 - Razão entre <i>FE</i> de <i>HC</i> observados e estimados e <i>FD</i> das emissões de <i>HC</i> para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.....	136
GRÁFICO 5.14 - Fatores de deterioração de <i>CO</i> teórico-experimentais (Belo Horizonte) e teóricos (USEPA).....	139
GRÁFICO 5.15 - Fatores de deterioração de <i>HC</i> teórico-experimentais (Belo Horizonte) e teóricos (USEPA).....	139
GRÁFICO A.1- Curvas de sucateamento para veículos leves.....	155

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para cada fase definida pelo PROCONVE para veículos leves novos com motores do ciclo Otto	45
TABELA 3.2 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos (g/kWh) para cada fase definida pelo PROCONVE para veículos novos a diesel.....	46
TABELA 3.3 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos pelo escapamento de motocicletas novos.....	47
TABELA 3.4 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fiscalização de veículos leves do ciclo Otto em uso	49
TABELA 3.5 - Emissões anuais de CO , CH_4 e $NM VOC$ pela frota nacional de veículos leves 1990-1994 (ton).....	68
TABELA 3.6 - Fatores médios de emissão de CO , CH_4 e $NM VOC$ pela frota nacional de veículos leves 1990-1994 (g/km).....	68
TABELA 3.7 - Consumo de combustível das principais capitais brasileiras em relação ao consumo nacional - 2005.....	73
TABELA 3.8 - Emissões de CO e HC estimadas para principais capitais brasileiras - 2005.....	73
TABELA 3.9 - Emissões de CO e HC estimadas para principais capitais brasileiras caso os Programas de I/M tivessem sido implantados - 2005.....	74
TABELA 3.10 - Fatores médios de emissão de CO e HC estimados para toda a frota de Belo Horizonte.....	75
TABELA 3.11 - Emissão de CO , TOC e VOC pela frota de veículos automotores de Belo Horizonte (kg/h).....	76
TABELA 4.1 - Exatidão dos analisadores por faixas de concentração de CO e de HC	98
TABELA 5.1 - Veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.....	111
TABELA 5.2 - Tamanho amostral calculado e número de veículos da amostra por estratos...	113
TABELA 5.3 - Fatores médios de emissão de CO e intervalos de confiança para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	114
TABELA 5.4 - Fatores médios de emissão de HC e intervalos de confiança para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	115
TABELA 5.5 - Fatores médios de emissão de CO e de HC para toda a frota de veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	118
TABELA 5.6 - Veículos analisados e valores de quilometragem média anual percorrida obtidos por leituras dos hodômetros e por aplicação de questionário.....	120

TABELA 5.7 - Resultados dos testes de média para $Dif(Q_Q - Q_H)$ por ano de fabricação dos veículos leves em uso de Belo Horizonte.....	121
TABELA 5.8 - Resultados dos testes de <i>Wilcoxon</i> para igualdade das medianas de $Dif(Q_Q - Q_H)$ para veículos leves em uso de Belo Horizonte.....	123
TABELA 5.9 - Quilometragem média anual percorrida para os veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte.....	125
TABELA 5.10 - Fatores médios e <i>índices</i> de emissão de CO dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais.....	128
TABELA 5.11 - Fatores médios e <i>índices</i> de emissão de HC dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais.....	130
TABELA 5.12 - Variação anual dos FE_{CO} dos veículos novos nacionais e FE_{CO} estimado para os veículos de Belo Horizonte quando novos em % v/v.....	132
TABELA 5.13 - Variação anual dos FE_{HC} dos veículos novos nacionais e FE_{HC} estimado para os veículos de Belo Horizonte quando novos em ppm.....	133
TABELA 5.14 - Razão entre os FE de CO e de HC dos veículos de Belo Horizonte e os respectivos FE estimados para esses veículos quando novos	134
TABELA 5.15 - Fatores de deterioração de CO e de HC em função da idade dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte	135
TABELA 5.16 - FD de CO e de HC teóricos obtidos conforme proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos	138
TABELA 5.17- Inventário de emissão de CO dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte - 2004	142
TABELA 5.18 - Inventário de emissão de HC dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte - 2004	142

LISTA DE QUADROS

QUADRO 3.1 - Classificação dos kits de adaptação para utilização opcional do GNV em função de custos e das características técnicas.....	58
QUADRO 3.2 - Tecnologias e teor de enxofre no óleo diesel para controle de emissões na Europa, USA e Brasil.	63
QUADRO 3.3 - Quilometragem média diária rodada por tipo de veículo do Distrito Federal do México.....	79

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 4.1 - Equipamentos de medição de emissões veiculares da Unidade Fixa.....	96
FIGURA 4.2 - Equipamentos de medição de emissões veiculares da Unidade Móvel.....	97
FIGURA 4.3 - Colocação da sonda de captação dos gases no escapamento	98
FIGURA 4.4 - Analisador PC-Muitigás da Napro Eletrônica Industrial LTDA.....	99

ABREVIATURAS E SIGLAS

AAS	Amostragem Aleatória Simples
AASc	Amostragem Aleatória Simples com reposição
AASs	Amostragem Aleatória Simples sem reposição
ANP	Agência Nacional de Petróleo
ANFAVEA	Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores
BHTRANS	Empresa de Transporte e Trânsito de Belo Horizonte
CAGN	Certificado Ambiental para uso do Gás Natural Veicular
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
C	Carbono
CHO	Aldeído
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONTRAN	Conselho Nacional de Trânsito
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
DEMEC	Departamento de Engenharia Mecânica
DETRAN/MG	Departamento de Trânsito de Minas Gerais
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
DOC	Catalisador de Oxidação para Diesel
DPF	Filtro de Particulado
ECU	Sigla para <i>Electronic Central Unit</i> (Unidade Eletrônica de Controle)
EEUFMG	Escola de Engenharia da UFMG
EGR	Sistema de Recirculação de Gases
EPA	Sigla para <i>Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental)
FAPEMIG	Fundação de Amparo a Pesquisa no Estado de Minas Gerais
FC	Frota Circulante
FCO	Fundação Cristiano Ottoni
FD	Fator de Deterioração
FE	Fator de Emissão
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
FNC	Frota Nacional Circulante
GMV	Gás Metano Veicular
GNV	Gás Natural Veicular

<i>H</i>	Número de estratos da amostra
<i>HC</i>	Hidrocarbonetos
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
AIE	Agência Internacional de Energia
IEV	Inventário de Emissão Veicular
I/M	Inspeção e Manutenção
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia
IPCC	Sigla para <i>Intergovernmental Panel on Change of the Climate</i> (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima)
MCT	Ministério de Ciência e Tecnologia
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
ML	Marcha Lenta
MMA	Ministério de Meio Ambiente
MP	Material Particulado
MP _{2,5}	Material Particulado (partículas menores que 2,5 µm)
MP ₁₀	Material Particulado (partículas menores que 10 µm)
NBR	Norma Brasileira
NMHC	Hidrocarbonetos não-metano
NMVOC	Compostos orgânicos voláteis não-metano
<i>NO</i>	Monóxido de Nitrogênio
<i>NO₂</i>	Dióxido de Nitrogênio
<i>NO_x</i>	Óxidos de Nitrogênio
<i>O₃</i>	Ozônio
OBD	Sigla em inglês para <i>On Board Diagnose</i> (Diagnóstico de bordo)
OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PCV	Sigla para <i>Positive Ventilation of the Crankcase</i> (Ventilação Positiva do Câter)
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PPGMEC	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT	Programa de Controle Poluição do Ar por Motocicletas e Veículos Similares
PRONAF	Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar
RMBH	Região Metropolitana de Belo Horizonte
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SEMAD	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
<i>SO₂</i>	Dióxido de enxofre
<i>SO_x</i>	Óxidos de enxofre

SCR	Redução Catalítica Seletiva
SMAMA	Secretaria Municipal Adjunta de Meio Ambiente de Belo Horizonte
TOC	Compostos Orgânicos Totais
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
USA	United State of American
USEPA	United State of Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis
ZMVM	Zona Metropolitana do Vale do México

NOMENCLATURA

Letras Latinas

<i>cm</i>	<i>Centímetros</i>
<i>d</i>	<i>Tolerância ou erro de estimação</i>
<i>E</i>	<i>Emissão</i>
<i>FE</i>	<i>Fator de Emissão</i>
<i>g</i>	<i>Gramas</i>
<i>km</i>	<i>Quilômetros</i>
<i>L</i>	<i>Indica veículos leves</i>
<i>n</i>	<i>Número de unidades da amostra</i>
<i>N</i>	<i>Número de unidades da população</i>
<i>P</i>	<i>Indica veículos pesados</i>
<i>P*</i>	<i>Probabilidade de significância</i>
<i>ppm</i>	<i>Parte por milhão</i>
<i>Q</i>	<i>Quilometragem</i>
<i>R</i>	<i>Resíduos</i>
<i>rpm</i>	<i>Rotações por minuto</i>
<i>S</i>	<i>Sazonalidade</i>
<i>T</i>	<i>Tendência</i>
<i>W</i>	<i>Peso dos estratos</i>
<i>y</i>	<i>Variável em estudo</i>
<i>V</i>	<i>Variância</i>
<i>% v/v</i>	<i>Porcentagem volumétrica</i>

Letras Gregas

λ	<i>Razão entre massa de ar real e massa de ar estequiométrico [adimensional]</i>
α	<i>Nível de significância</i>
α^*	<i>Constante de suavização</i>
δ	<i>Constante de suavização</i>
μ	<i>Média populacional</i>

Subscritos

<i>CO</i>	<i>Monóxido de carbono</i>
<i>det</i>	<i>Deterioração</i>
<i>est</i>	<i>Estimado</i>
<i>fab</i>	<i>Fábrica</i>
<i>h</i>	<i>Etrato</i>
<i>H</i>	<i>Hodômetro</i>
<i>HC</i>	<i>Hidrocarbonetos</i>
<i>novo</i>	<i>Veículo novo</i>
<i>pst</i>	<i>Pós-estratificada</i>
<i>Q</i>	<i>Questionário</i>
<i>st</i>	<i>Estratificada</i>
<i>t</i>	<i>Tempo</i>
<i>uso</i>	<i>Veículo em uso</i>

RESUMO

A emissão de poluentes por veículos automotores é a principal responsável pela degradação da qualidade do ar nos centros urbanos. Para quantificar essas emissões, mediante Inventários de Emissão Veicular, é necessário conhecer os fatores médios de emissão (*FE*) originais dos veículos novos, os fatores de deterioração das emissões com o tempo de uso dos veículos, as quilometragens médias anuais percorridas e os dados de caracterização da frota. Os *FE* dos veículos novos são fornecidos pelo IBAMA e os dados de frota pelos órgãos de trânsito. Portanto, neste estudo foram determinados os fatores de deterioração de monóxido de carbono (*CO*) e de hidrocarbonetos (*HC*) e as quilometragens percorridas para os veículos leves de Belo Horizonte. As concentrações desses gases no escapamento dos veículos foram medidas, analisadas e agrupadas por ano de fabricação, para uma amostra de 900 veículos. As razões entre os *FE* dos veículos em uso, em marcha lenta, (concentrações observadas) e os *FE* originais dos veículos novos nacionais (concentrações estimadas) foram analisadas pela técnica de suavização exponencial de Holt. Os fatores de deterioração, assim determinados, foram consistentes com o desenvolvimento das tecnologias automotivas da última década. Após 5 anos de uso dos veículos os fatores de deterioração foram, em média, 1,12 para *CO* e 1,24 para *HC* e após 10 anos de uso atingiram, em média, 1,26 para *CO* e 1,45 para *HC*. As quilometragens percorridas foram obtidas pelo questionário respondido pelos proprietários e pelos registros dos hodômetros. Apenas para os veículos fabricados antes de 1994, a diferença média entre essas duas informações foi significativa (teste t-Student, nível de significância de 0,05). As quilometragens percorridas obtidas pelo questionário foram adotadas para os veículos fabricados até 1993 e as obtidas via hodômetro para os fabricados após 1994. Os fatores de deterioração e as quilometragens percorridas foram utilizados para elaboração do inventário de emissões para os veículos leves de Belo Horizonte e podem ser usados para elaborar inventários em outras regiões do Brasil. As metodologias apresentadas podem ser aplicadas em regiões com Programas de Inspeção de Emissão Veicular implantados.

Palavras chaves: poluição veicular, veículo leve, motor do ciclo Otto, fator de deterioração, fator de emissão, qualidade do ar, inventário de emissão veicular.

ABSTRACT

The urban air quality degradation is caused mainly by the emissions from motor vehicles. This research was taken to obtain the basic parameters to quantify this pollution. The passenger cars with Otto motor were chosen because they are the main type of vehicle that run in urban area of Belo Horizonte. The concentrations of Carbon Monoxide (*CO*) and Hydro-Carbonates (*HC*) discharged from the exhausting pipe of 900 cars were measured, analyzed and grouped by the year of manufacture. The ratio of the emission factors of the vehicles in use (observed concentration) to the original permitted for the national new vehicles (expected concentration) were calculated and analysed by Holt's exponential smooth technique. By this way, the *emission deterioration factors* of *CO* and *HC* of the vehicles of Belo Horizonte were defined. The *kilometers* of each car had traveled was obtained by a questionnaire answered by the vehicle owner and by odometer register. The differences between these two values were analyzed by the mean value of each year of manufacture using the Student t-test. The average difference these two types of information were significant for the vehicles manufactured before 1994. The values of *kilometers* of the questionnaires were adopted for vehicles manufactured before 1994 and of the odometer for manufactured ones from 1994 on. The results showed that the methodology used to define the *deterioration factor* was efficient. The values were consistent with the automobile development technology for the last decade. After 5 years of use of the vehicles the *deterioration factor* had been, in average, 1,12 for *CO* and 1,24 for *HC*. For vehicles with 10 years of use the *deterioration factor* had reached, in average, 1,26 for *CO* and 1,45 for *HC*. The methodology presented can be used to estimate *deterioration factors* and *kilometers* for other regions where the Vehicle Emission Inspection Program has already implanted. The *deterioration factors* related to *CO* and *HC* emissions proposed for the passenger cars in Belo Horizonte can be applied to elaborate the emission inventories in other regions of Brazil.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS E RELEVÂNCIA.....	22
2.1 OBJETIVO GERAL.....	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
2.3 RELEVÂNCIA.....	23
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
3.1 POLUIÇÃO VEICULAR E QUALIDADE DO AR	24
3.2 FORMAÇÃO DOS PRODUTOS DA COMBUSTÃO	36
3.3 SISTEMAS DE CONTROLE DE EMISSÃO VEICULAR.....	42
3.4 PROGRAMA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES..	43
3.5 EVOLUÇÃO E TENDÊNCIAS DOS COMBUSTÍVEIS AUTOMOTIVOS	52
3.6 EVOLUÇÃO TECNOLÓGICA DA INDÚSTRIA AUTOMOTIVA	59
3.7 INVENTÁRIO DE EMISSÃO VEICULAR.....	64
3.7.1 Primeiro inventário nacional de emissões de gases de efeito estufa.....	64
3.7.2 Contribuição dos veículos nacionais para a poluição do ar.....	70
3.7.3 Inventários de emissão de fontes móveis em Minas Gerais.....	74
3.7.4 Fatores de emissão experimentais de veículos em uso de Madri	76
3.7.5 Emissão veicular na Zona Metropolitana do Vale do México.....	78
3.7.6 Fatores de emissão de fontes móveis da USEPA	79
3.8 TÉCNICAS DE OBTENÇÃO E DE ANÁLISE DE DADOS	80
3.8.1 Amostras probabilísticas	81
3.8.2 Tamanho amostral.....	86
3.8.3 Números índices	87
3.8.4 Análise de séries temporais	88
4 METODOLOGIA	93
4.1 METODOLOGIA EXPERIMENTAL.....	93
4.1.1 Planejamento amostral para medição das emissões de CO e HC.....	94
4.1.2 Medição das emissões de CO e de HC.....	96
4.1.3 Levantamento de dados de quilometragem rodada	100
4.2 METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS EXPERIMENTAIS	100
4.2.1 Determinação dos fatores médios de emissão de CO e de HC.....	100
4.2.2 Determinação dos fatores de deterioração de CO e de HC.....	102
4.2.3 Determinação da quilometragem média anual percorrida	107
5 RESULTADOS.....	111
5.1 FATORES MÉDIOS DE EMISSÃO DE CO E DE HC	111
5.2 QUILOMETRAGEM MÉDIA ANUAL PERCORRIDA	119
5.3 DETERMINAÇÃO DOS FATORES DE DETERIORAÇÃO DE CO E DE HC	126
5.4 INVENTÁRIO DE EMISSÃO DE CO E HC DOS AUTOMÓVEIS DE BELO HORIZONTE..	139
6 CONCLUSÕES.....	144
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	147
ANEXO A - CURVAS DE SUCATEAMENTO PARA VEÍCULOS LEVES	155
ANEXO B - QUILOMETRAGEM MÉDIA ANUAL ESTIMADA MEDIANTE IDADE DO VEÍCULO, PREÇO DO COMBUSTÍVEL E NÍVEL DE RENDA DA POPULAÇÃO	156

ANEXO C - QUESTIONÁRIO PADRÃO APLICADO AOS CONDUTORES DOS VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO DE BELO HORIZONTE	158
ANEXO D - VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO EM CIRCULAÇÃO EM BELO HORIZONTE POR TIPO DE COMBUSTÍVEL.....	159
ANEXO E - PLANILHA DE RESULTADO DOS CÁLCULOS DO TAMANHO DA AMOSTRA.	160
ANEXO F - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS FATORES MÉDIOS DE EMISSÃO DE <i>CO</i> E DE <i>HC</i> PARA OS VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO DE BELO HORIZONTE	161
ANEXO G - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS QUILOMETRAGENS MÉDIAS ANUAIS PERCORRIDAS PELOS VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO DE BELO HORIZONTE	163
ANEXO H - FATORES DETERIORAÇÃO DAS EMISSÕES DE VEÍCULOS LEVES DO CICLO OTTO EM FUNÇÃO DA QUILOMETRAGEM MÉDIA ACUMULADA	165

1 INTRODUÇÃO

A emissão de poluentes por veículos automotores é a principal responsável pela degradação da qualidade do ar nos grandes centros urbanos. São emitidos gases e partículas pelo tubo de escapamento, vapores através do sistema de alimentação de combustível, gases e vapores pelo respiro do cárter e partículas originadas do desgaste de pneus e freios.

Os gases poluentes que são emitidos pelo escapamento dos veículos leves do ciclo Otto, objeto dessa pesquisa, são produtos das reações químicas associadas ao processo de combustão que ocorre nos motores. Dentre os principais poluentes, têm-se o monóxido de carbono (*CO*) e os hidrocarbonetos (*HC*) que são produtos de combustão incompleta, ou seja, combustível não queimado.

Uma das conseqüências mais sérias da poluição do ar é seu efeito prejudicial sobre a saúde humana. Segundo a ENVIRONMENTALITY (2006) a poluição do ar causa cerca de 3000 mortes prematuras por ano em regiões como a metropolitana de São Paulo.

A poluição do ar também prejudica os vegetais e desgasta diversos materiais. Gases venenosos podem restringir o crescimento de quase todos os tipos de vegetais e eventualmente exterminá-los. Florestas, plantações de frutas cítricas e hortas têm sido seriamente danificadas. O ar poluído atinge materiais resistentes e fortes como concreto e aço. Em algumas cidades, estátuas e outros objetos de arte ao ar livre, há centenas de anos, tiveram que ser removidos para ambientes internos porque a poluição do ar ameaçava destruí-los.

Os poluentes do ar podem também afetar o clima. Os gases e os particulados podem causar variações nas temperaturas médias de uma região. Particulados espalham os raios solares e reduz a quantidade de luz do sol que atinge o solo, o que pode levar à diminuição das temperaturas médias de uma região.

Alguns gases como dióxido de carbono, que, além de outras fontes é um produto da combustão completa de gasolina, álcool e gás natural veicular (GNV) nos veículos com motores ciclo Otto, permitem que a luz solar alcance o solo, mas impedem que seu calor retorne à atmosfera. É o chamado “efeito estufa”. O aumento da concentração desses gases, em especial do dióxido de carbono, que representa cerca de 55% do total, está desequilibrando o balanço energético que mantém o sistema climático provocando o aumento das temperaturas médias do ar atmosférico. (BRASIL, 2004).

As indústrias automobilísticas, em conjunto com vários organismos internacionais e governamentais, elaboraram planos de ação que, na forma de leis, ligeiramente diferentes de país para país, tiveram o objetivo comum de retirar da massa gasosa expelida pelo escapamento dos veículos as frações prejudiciais à saúde humana ou ao meio ambiente. Dessa forma, as medições da qualidade do ar, em geral, têm mostrado que ele tem melhorado a cada ano mesmo considerando o crescimento da frota circulante.

Com relação ao CO_2 , mesmo depois de todas as conquistas tecnológicas que vêm sendo aplicadas aos motores, sua emissão não deve diminuir em quantidade, pois tende a crescer com o aumento da frota circulante. Segundo BRASIL (2004), as emissões de CO_2 deverão crescer cerca de 800% entre 1999 e 2010, o que significa, para a realidade brasileira, uma descarga de mais de 35 milhões de toneladas de CO_2 em 2010.

A projeção do Inventário Nacional de Emissão Veicular, apresentado em BRASIL (2004) indica que, mesmo com as exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE – previstas até 2009 (CONAMA, 2002), será necessário intensificar as reduções de NO_x e de HC , conforme mostra a tendência evolutiva de crescimento da frota até 2030.

O Inventário de Emissão Veicular - *IEV* tem por objetivo estimar qualitativa e quantitativamente as emissões de poluentes atmosféricos por veículos automotores para subsidiar o planejamento de ações de caráter preventivo e corretivo, avaliar impactos ambientais e indicar a eficácia das ações desenvolvidas no âmbito do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE.

Para elaboração do *IEV* é imprescindível conhecer o indicativo básico de emissão que é o fator médio de emissão veicular (*FE*). É oportuno expressá-lo, sempre que possível, em gramas de poluente emitido por quilômetro rodado (*g/km*), de modo que ao associar esse valor à quilometragem pode-se calcular a emissão em massa do poluente considerado para um veículo hipotético representativo da frota em estudo. São considerados os fatores médios de emissão dos veículos novos, as taxas de variação da emissão em função do uso do veículo ao longo do tempo, ou seja, os fatores de deterioração (*FD*), as quilometragens médias anuais da frota para cada ano-modelo e o número de veículos da frota circulante (CETESB, 1994).

Os fatores médios de emissão de gases de escapamento dos veículos leves novos nacionais são determinados através de ensaios realizados conforme a norma brasileira NBR N° 6601 – Veículos rodoviários automotores leves – Determinação de hidrocarbonetos, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e dióxido de carbono no gás de escapamento (ABNT, 2001). Para os veículos a álcool e a gasolina, esses fatores refletem uma emissão característica das condições: velocidade média de 31,5 km/h; temperatura ambiente de 20 a 30°C; umidade relativa do ar entre 40 a 60%. Para os automóveis e seus derivados fabricados a partir de 1986, em atendimento ao PROCONVE, a indústria automobilística passou a certificar os fatores médios de emissão de todos os modelos produzidos. Pode-se então calcular a média ponderada dos fatores de emissão para cada modelo determinando-se um fator de emissão médio para os veículos novos para cada ano de fabricação. Os fatores médios de emissão para os veículos leves do ciclo Otto novos são disponibilizados pelo IBAMA (2006) desde 1980.

Os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* tendem a aumentar ao longo dos anos em decorrência do uso do veículo, mesmo sob manutenção adequada. Dessa forma, para os veículos em uso, esses fatores são obtidos multiplicando-se os fatores de emissão dos veículos novos por fatores de deterioração (*FD*). No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA exige das montadoras a aplicação de fatores de deterioração para veículos leves de passageiros e leves comerciais, por 80.000 quilômetros ou 5 anos de uso para comprovar o atendimento aos limites máximos de emissão estabelecidos para os veículos novos por esse período ou quilometragem (CONAMA, 2002). Dessa forma, desde janeiro de 2002 as montadoras são obrigadas a

realizar testes para comprovar o atendimento dessa exigência para os veículos de maior previsão de vendas (15.000 unidades/ano) e repassar os resultados para o IBAMA nos processos de homologação. Esses dados ainda não foram disponibilizados.

Para quantificar as emissões de *CO* e *HC* de veículos leves nacionais, geralmente são utilizados fatores de deterioração definidos pela USEPA (1985) para os veículos da frota dos Estados Unidos, considerando uma defasagem tecnológica de cerca de 10 anos correspondente ao atraso de aplicação de tecnologias de controle de emissão nos veículos novos. Entretanto, mesmo considerando a defasagem tecnológica, esses fatores de deterioração não refletem a realidade do nosso país quanto à qualidade de combustível, condição de estradas e vias, clima e manutenção dos veículos. Portanto, para melhorar a representatividade das estimativas das emissões de veículos automotores, por meio de inventários de emissão veicular, é necessária a definição de fatores de deterioração locais ou regionais que sejam representativos dos veículos automotores nacionais.

Apesar da quilometragem média anual rodada pelos veículos ser um parâmetro imprescindível para estimar as emissões utilizando modelos de inventários simplificados, existe também uma carência muito grande de levantamentos locais ou regionais dessa informação. Em geral, no Brasil são utilizados os valores de quilometragem média anual percorrida em função da idade dos veículos definidos pela CETESB (1994) para elaboração de inventários de emissão pela frota de São Paulo.

2 OBJETIVOS E RELEVÂNCIA

2.1 Objetivo geral

Determinar, mediante estudo teórico-experimental, os parâmetros básicos necessários para elaboração de inventários de emissão de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte:

- Fatores de deterioração do motor e do sistema de escapamento quanto às emissões de monóxido de carbono (FD_{CO}) e de hidrocarbonetos (FD_{HC});
- Quilometragem média anual percorrida pelos veículos (Q).

2.2 Objetivos específicos

Definir metodologia de amostragem, de medição e de análise das concentrações de monóxido de carbono (CO) e de hidrocarbonetos (HC) nos gases de escapamento dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte.

Desenvolver metodologia de análise estatística dos dados experimentais das emissões de CO e de HC para determinar os fatores de deterioração das emissões desses gases com o tempo de uso dos veículos.

Desenvolver metodologia de obtenção e análise estatística dos dados de quilometragem percorrida obtidos por registro dos hodômetros e por aplicação de questionário aos condutores dos veículos.

Determinar as quilometragens médias anuais percorridas pelos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.

Elaborar inventário de emissão de *CO* e de *HC* para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte – dezembro de 2004.

2.3 Relevância

A metodologia desenvolvida possibilita calcular fatores de deterioração (*FD*) a partir dos fatores de emissão (*FE*) de *CO* e de *HC* medidos de acordo com procedimentos definidos pelo CONAMA (1993) para fins de fiscalização e de verificação das emissões em Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em uso. Dessa forma, os *FD* podem ser imediatamente definidos para regiões com Programas de I/M implantados e, para as demais, os valores definidos para Belo Horizonte podem ser utilizados de forma aproximada. Os fatores de deterioração das condições de emissão com o tempo de uso dos veículos nacionais são imprescindíveis para elaboração de inventários de emissão da frota brasileira.

Quanto à metodologia de determinação da quilometragem média anual percorrida pelos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, da mesma forma que para determinação dos *FD*, a importância está na utilização dessa informação para elaboração de inventários de emissão. Valores de quilometragens médias anuais percorridas em função da idade dos automóveis, como os obtidos nesta pesquisa para Belo Horizonte, não foram encontrados na literatura, com exceção dos dados utilizados pela CETESB (1994) para elaboração de inventários de São Paulo.

A confiabilidade das estimativas dos inventários de emissão veicular está diretamente relacionada com a representatividade dos fatores de deterioração e dos dados de quilometragem média anual percorrida para a região em estudo.

Portanto, a relevância da definição de fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC*, com o tempo de uso dos veículos, e de dados de quilometragem média anual percorrida para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, está na utilização desses parâmetros para elaboração de inventários de emissão veicular local e para subsidiar a elaboração de inventários nacionais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Poluição veicular e qualidade do ar

O motor de combustão interna é uma máquina térmica que converte a energia química do combustível, geralmente derivado de Petróleo, em energia mecânica que é utilizada para movimentar o veículo.

O motor é considerado de combustão interna quando a reação se processa no interior do combustível. A combustão pode ocorrer por ignição por centelha elétrica ou por ignição por compressão. Os motores com ignição por centelha são comumente chamados de motores do ciclo Otto e os de ignição por compressão são chamados de motores do ciclo Diesel.

Na câmara de combustão do motor de ignição por centelha (ciclo Otto) o combustível e o ar são comprimidos e a mistura é inflamada por uma centelha da vela. Os gases produzidos se expandem realizando trabalho e, em seguida, são eliminados pelo escapamento completando um ciclo que se repete.

As emissões de gases poluentes pelo tubo de escapamento, a evaporação do combustível (emissão evaporativa) e as emissões do cárter (gases de combustão que escaparam através dos anéis para dentro do cárter e gases e vapores do óleo lubrificante) são os principais meios de poluição gerados pelos veículos automotores. O segundo e o terceiro problemas já foram praticamente solucionados, uma vez que os carros mais modernos vêm equipados com câmbio e válvula PCV que resolvem esses problemas, respectivamente (PULKRABEK, 1997).

A válvula ou filtro PCV evita a concentração de gases dentro do cárter. A função da válvula é separar os gases do vapor e encaminhar o gás para o coletor de admissão para ser queimado nas câmaras de combustão. O vapor de óleo depois de condensado volta para o cárter. Esse vazamento de gases também é conhecido como “blow-by”.

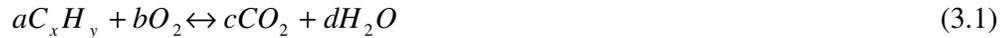
Desde 1968 nos EUA, e no Brasil na década de 1990, com a proibição da liberação para a atmosfera, os gases e vapores passaram a ser reaproveitados pelo motor sendo recirculados internamente, preservando o meio ambiente, diminuindo a contaminação do óleo e evitando a formação de borras no motor. A válvula PCV é instalada no coletor de admissão e funciona pela ação do vácuo criado pelo funcionamento do motor, promovendo sua ventilação, geralmente, pela tampa de válvulas. Em marcha lenta, com a borboleta aceleradora fechada, o vácuo no coletor de admissão é intenso. Com a válvula PCV parcialmente aberta, a ação desse vácuo provoca uma corrente que arrasta os vapores do cárter para o coletor de admissão onde se junta à mistura ar/combustível para ser queimado no interior do motor.

Nos regimes de cargas mais altas do motor, quando a borboleta aceleradora está mais aberta, o vácuo no coletor diminui de intensidade. A válvula PCV nesse instante se abre totalmente permitindo um aumento na recirculação dos gases do cárter através dela. Quando a potência máxima do motor é alcançada o reaproveitamento dos vapores do cárter é feito pela aspiração direta do filtro de ar, pois existe uma ligação da tampa de válvulas com a parte interna do filtro. Assim, o fluxo intenso de ar no filtro, provocado pelo elevado regime de trabalho do motor, também promove intensa corrente no interior dele, removendo e reaproveitando os gases produzidos pela combustão.

O cânister é um tipo de filtro criado para impedir que os gases evaporados no tanque de combustível cheguem à atmosfera aumentando ainda mais a poluição do ar. O combustível armazenado no tanque pode evaporar por causa da alta temperatura do ambiente ou do próprio veículo. Quando isso acontece, o vapor do combustível percorre uma mangueira que sai do tanque e está ligada ao cânister. Ali, os gases passam por um filtro e são absorvidos por grãos de carvão ativo. Quando o carro está ligado, a central eletrônica aciona a válvula de purga, que se abre e, com o auxílio da pressão do sistema de admissão, aspira e conduz todo o vapor armazenado no cânister para dentro do motor. O sensor de concentração de oxigênio (sonda lambda), instalado antes do catalisador, mede o conteúdo residual desse gás no escapamento para regular bem precisamente a mistura ar/combustível para combustão ao valor estequiométrico ($\lambda = 1$). A sonda lambda indica para a central eletrônica se a válvula de purga deve continuar aberta por mais tempo, fornecendo mais combustível, ou se deve permanecer fechada (BOSCH, 2005).

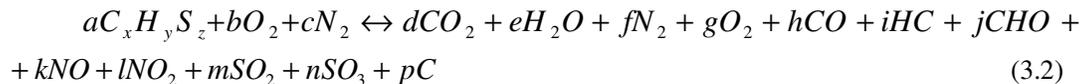
O cânister foi introduzido nos carros nacionais no começo da década de 1990. Antes disso, os vapores de combustível eram eliminados pelos respiros (pequenos furos existentes na tampa do tanque).

Quanto às emissões pelo escapamento dos veículos deve-se considerar que em uma combustão ideal ocorre a reação:



na qual x e y são índices para identificar os hidrocarbonetos combustíveis, que normalmente são compostos por várias substâncias distintas e a , b , c e d representam os números de moles (PULKRABEK, 1997).

Para que a reação ocorra dessa forma são necessários tempo e ausência de influência externa, o que é impossível na prática. Em uma combustão real, os demais componentes do ar como o nitrogênio (N_2), o dióxido de carbono (CO_2) e o vapor de água (H_2O) participam da reação. As reações para os motores dos ciclos Otto e Diesel podem ser representadas pela equação:



na qual x , y , z e w são índices para identificar os hidrocarbonetos combustíveis e a , b , ... p representam os números de moles.

Os produtos da reação apresentada acima, exceto CO_2 , H_2O , N_2 e O_2 são denominados produtos da combustão incompleta e são considerados poluentes atmosféricos. São eles:

- monóxido de carbono (CO);
- hidrocarbonetos (HC);
- óxidos de nitrogênio (NO_x , ou seja $NO + NO_2$);
- óxidos de enxofre (SO_x , ou seja $SO_2 + SO_3$);
- aldeídos (CHO);
- material particulado (C).

Além dos poluentes citados, há de se considerar o *ozônio* (O_3) que não é gerado no processo de combustão. A transformação fotoquímica dos óxidos de nitrogênio e dos compostos orgânicos voláteis (*COV*), como os hidrocarbonetos, na presença de luz solar, formam gases oxidantes agressivos, dentre eles, o ozônio. Esses gases poluentes formam uma névoa chamada de “smog” fotoquímico que diminui a visibilidade na atmosfera e provoca danos na estrutura pulmonar.

Pelas altas temperaturas existentes nos motores de combustão interna, os veículos são as principais fontes de monóxido de nitrogênio (NO) e esse oxida-se no ar atmosférico dando dióxido de nitrogênio (NO_2). Os gases NO e NO_2 são denominados genericamente de NO_x . Os poluentes secundários, formados a partir dos anteriores, através de uma série complexa de reações, são o ozônio, o ácido nítrico (HNO_3) e outros compostos. Durante o dia, na presença de luz solar, o dióxido de nitrogênio dissocia-se em monóxido de nitrogênio e radicais oxigênio. O radical oxigênio combina-se com o oxigênio molecular gerando ozônio. Na ausência de *COV* o ozônio oxida o NO da etapa anterior conforme a reação:



Os *COV* se transformam em radicais peróxidos que por sua vez oxidam o NO como mostrado na equação:



Dessa forma, o NO não está disponível para reagir com o ozônio e este acumula-se na atmosfera. A diminuição das emissões de óxidos de nitrogênio por veículos automotores faz-se empregando catalisadores de três vias que os reduzem a nitrogênio e oxigênio moleculares. Também pode-se reduzir a formação de NO_x diminuindo a temperatura da chama na câmara de combustão.

O ozônio, nas baixas camadas da atmosfera (troposfera), é extremamente prejudicial à saúde e ao meio ambiente, ao contrário daquele presente na camada de ozônio estratosférica que protege a todos contra a agressiva radiação ultravioleta. O ozônio

troposférico é formado e destruído num ciclo de reações químicas que envolvem NO_x , COV , calor e luz solar. Portanto, variações nas emissões de NO_x e de COV e condições climáticas contribuem para criar alterações diárias, sazonais e anuais nas concentrações de ozônio. Esse poluente está associado a períodos de estagnação atmosférica (períodos de pouco vento, o que permite acúmulo de COV e NO_x) com temperaturas elevadas e uma forte radiação solar ao longo de vários dias, mais do que um só dia de temperaturas altas.

O ozônio pode ser levado pelo vento para regiões a centenas de quilômetros do local onde foi formado, afetando a qualidade do ar em áreas que normalmente têm baixas emissões de COV ou de NO_x .

Evidências demonstram que o ozônio tem efeitos adversos sobre a respiração, incluindo dor no peito e redução da capacidade pulmonar. Pessoas com problemas respiratórios pré-existent são as mais afetadas. Quando inalado pode causar sérios problemas respiratórios, agravar a asma, causar reduções temporárias de 15% a 20% no sistema pulmonar de adultos saudáveis, provocar inflamação dos tecidos pulmonares e prejudicar as defesas imunológicas do corpo (BRASIL, 2004).

Efeitos agudos, como o impacto sobre o desempenho físico, maior suscetibilidade a infecções respiratórias e aumento em internações e consultas nos pronto-socorros, têm sido observados após exposições prolongadas (6 a 8 horas) a concentrações de ozônio inferiores a 0,12 ppm (padrão de qualidade do ar para ozônio nos Estados Unidos). No Brasil, o padrão adotado pela legislação é a concentração média em 1 hora de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ou 0,08 ppm, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano (CONAMA, 1990).

O monitoramento da qualidade do ar de Belo Horizonte registrou no mês de outubro de 2003 a maior concentração diária do ano para o ozônio, que foi 175,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Já em 2004 a maior concentração registrada foi 156,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e ocorreu no mês de agosto. Em 2003, houve uma única ultrapassagem ao padrão nacional e em 2004 esse padrão não foi ultrapassado (LIU, 2005).

Além de seu impacto sobre a saúde, o ozônio provoca efeitos sobre o meio ambiente como a diminuição de safras de produtos agrícolas, danos aos gramados, flores, arbustos e árvores nas cidades, aumento na suscetibilidade das plantas aos insetos e menor visibilidade. Somente no Estado da Califórnia, o impacto econômico do ozônio sobre a agricultura é estimado em US\$ 490 milhões por ano (BRANCO, 2005).

O *material particulado (MP)*, também conhecido por fuligem, é o principal responsável pela cor escura da fumaça que sai do escapamento de alguns automóveis, caminhões e ônibus e também das chaminés das fábricas. O material particulado do diesel provém, principalmente, da combustão incompleta dos hidrocarbonetos e outros componentes do combustível como o enxofre, além da queima do óleo lubrificante do motor.

No ar atmosférico, o material particulado causa irritação nos olhos (córnea) e garganta; reduz a resistência a infecções e causa problemas respiratórios como bronquite. Pesquisas mostram que o aumento nos níveis diários de particulados é seguido por acréscimos nos índices diários de mortalidade em muitas cidades do mundo. Segundo a USEPA (1988), estudo realizado com 772 pacientes que sofreram infarto mostrou que aumentos nas concentrações ambientais de particulados, tanto MP_{10} (partículas com diâmetros menores que 10 micrometros) quanto $MP_{2,5}$ (partículas com diâmetro menores que 2,5 micrometros), estavam relacionados com o aumento na frequência de infartos. Contatos mais prolongados, de anos ou até décadas, são mais perigosos. Um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de MP_{10} resultou num aumento de 4% nas mortes em geral, de 6% no índice de mortes por doenças cardiopulmonares e de 8% em mortes relacionadas com câncer de pulmão.

De acordo com SALDIVA (2005), problemas de saúde pública estão relacionados com altas concentrações atmosféricas de particulados e ozônio. As análises estatísticas dos resultados do monitoramento da qualidade ar na Região Metropolitana de São Paulo - RMSP indicaram que a atuação do PROCONVE reduziu significativamente o número de atendimentos em pronto-socorros. Além disso, promoveu a diminuição do número de mortes provocadas pela poluição de 14 para 10 ao dia e já contribuiu para que fossem evitadas pelo menos 4700 mortes prematuras no período de 1997 a 2000.

A Agência Internacional de Pesquisas sobre Câncer concluiu, no final dos anos 1980, que a fumaça do diesel é um carcinógeno “provável” para seres humanos. O Estado da Califórnia designou a fumaça de diesel oficialmente como um produto químico que causa câncer, e depois de um estudo detalhado em 1998, declarou que essa fumaça é um contaminante atmosférico tóxico (USEPA, 1988).

O material particulado também pode provocar corrosão em estruturas e fachadas dos edifícios e causar danos à vegetação. Emissões de fumaça preta em grandes quantidades sujam a cidade e representam um incômodo à população exposta, podendo causar acidentes de trânsito pela redução da visibilidade.

A fumaça do diesel contém alto teor de carbono elementar, ao qual os compostos orgânicos se adsorvem, e inúmeros componentes ultrafinos constituídos de partículas de carbono orgânico ou sulfato. Ademais o material particulado do diesel, gerado por fontes móveis, é emitido na zona respirável da atmosfera criando, portanto, uma maior possibilidade de exposição quando comparado a chaminés de fontes fixas, por exemplo.

Até 1989, a legislação brasileira preocupava-se apenas com as partículas totais em suspensão, ou seja, qualquer tipo de partícula que se mantém suspensa no ar, geralmente partículas menores que 100 micrômetros. No entanto, são as partículas mais finas, menores que 10 micrometros, consideradas partículas inaláveis (MP_{10}), que apresentam maiores riscos à saúde. Assim, a partir de 1990, a legislação brasileira passou a se preocupar, também, com essas partículas que penetram mais profundamente no aparelho respiratório porque, sendo muito finas, não são retidas pelas defesas do organismo, tais como pêlos do nariz e mucosas.

Nos Estados Unidos é adotado padrão de qualidade do ar para partículas finas inaláveis com diâmetro inferior a 2,5 micrometros ($MP_{2,5}$) de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anual e $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diário. No Brasil ainda não foi definido um padrão de qualidade do ar para $MP_{2,5}$. Os padrões brasileiros de qualidade do ar para partículas com diâmetros menores que 10 micrometros (MP_{10}) são: concentração média aritmética anual de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de ar e concentração média de 24 (vinte e quatro) horas de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

Partículas inaláveis finas ($MP_{2,5}$) passaram a ser monitoradas em São Paulo, de forma contínua, desde 1999. As concentrações máximas diárias observadas situam-se na faixa de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superior ao padrão americano de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (BRANCO, 2005).

Para fumaça são definidos padrões nacionais de qualidade do ar primários e secundários. *Padrões primários* são concentrações que quando ultrapassadas podem afetar a saúde da população e *padrões secundários* são concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Os padrões brasileiros de qualidade do ar para fumaça são: *primários*: concentração média aritmética anual de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e concentração média de 24 horas de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que não deve ser excedida mais de uma vez por ano; *secundários*: concentração média aritmética anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e concentração média de 24 horas de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que não deve ser excedida mais de uma de urna vez por ano (CONAMA, 1990).

De acordo com LIU (2005) o monitoramento da qualidade do ar realizado em Belo Horizonte registrou concentrações de MP_{10} que ficaram entre $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $125,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2003 e entre $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $73,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2004.

O *monóxido de carbono (CO)* é um dos mais perigosos tóxicos respiratórios para o homem e animais. Não é percebido por nossos sentidos já que não possui cheiro, não tem cor e não causa irritação. É encontrado em altos níveis em áreas de intensa circulação de veículos dos grandes centros. Os veículos emitem mais monóxido de carbono do que as indústrias e lançam esse gás na zona respirável da atmosfera.

O *CO* é um gás mais pesado que o ar e, por isso, apresenta tendência à estagnação. É insípido e inodoro e sua inalação em grandes quantidades pode acarretar lesões a nível pulmonar, sendo, em exposição prolongada, responsável pelo aparecimento de bronquite e enfisema. Seu principal malefício está ligado à sua grande afinidade com a hemoglobina, que é o agente transportador de oxigênio do sangue. A formação da chamada carboemoglobina se dá através da combinação do *CO* com a hemoglobina, tornando-a inativa. O monóxido de carbono é mortal acima de 1000 ppm, podendo atuar mesmo em concentrações muito baixas, devido à sua alta afinidade com a hemoglobina

do sangue que é 240 vezes maior que a do oxigênio. O bloqueio da hemoglobina reduz o suprimento de oxigênio para os órgãos, situação que é agravada quando combinada com problemas cardiovasculares. Intoxicação crônica é manifestada por sintomas não específicos, como dores de cabeça, tonturas e náuseas, que ocorrem quando *CO* bloqueia 25% da hemoglobina. Perda de consciência, que é perigoso para motoristas, pode ocorrer se a taxa de *CO* atinge 50% e morte quando atinge 75%. Todavia deve ser entendido que tal fato ocorre em níveis altíssimos de concentração do poluente. Em condições normais, o pequeno percentual de carboemoglobina formado no sangue é naturalmente eliminado no processo normal de troca celular (SALDIVA, 2005).

A presença permanente, mesmo em baixas concentrações, de monóxido de carbono no ar, causa uma diminuição da capacidade de estimar intervalos de tempo, diminui a rapidez dos reflexos e a acuidade visual. Pessoas anêmicas e com deficiências respiratórias ou circulatórias, sofrem efeitos nos sistemas nervoso central, cardiovascular e pulmonar. A exposição ao *CO* também pode afetar os fetos, pelo déficit de oxigênio, uma vez que a dificuldade do sangue transportar oxigênio reduz o peso do recém-nascido e retarda o seu desenvolvimento.

Os padrões nacionais de qualidade do ar para *CO* são: média de 8 horas de 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou 9 ppm e média de 1 hora de 40.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou 35 ppm que não devem ser excedidos mais de uma vez por ano (CONAMA, 1990).

O monitoramento da qualidade do ar em São Paulo, nas décadas de 1980 e 1990, registrava altas concentrações de *CO* na atmosfera, principalmente em locais próximos a vias de tráfego. Na última década observou-se um decréscimo rápido nas concentrações de *CO* por causa da utilização de catalisadores nos veículos de passeio, bem como pelo uso permanente da mistura de álcool na gasolina.

As concentrações de *CO* na atmosfera de Belo Horizonte, em 2003 e 2004, não ultrapassaram o padrão nacional de 9 ppm. A maior concentração foi de 4,1 ppm registrada no mês de julho de 2003 (LIU, 2005).

Os *hidrocarbonetos (HC)* possuem odor desagradável, irritam os olhos, o nariz, a pele e a parte superior do aparelho respiratório. São resultantes da reação de combustão

incompleta, da evaporação de combustíveis e de outros produtos orgânicos voláteis. Considera-se como “hidrocarbonetos” a parcela de combustível não queimado ou parcialmente queimado que pode ser constituída por hidrocarbonetos, álcoois, cetonas e outros compostos orgânicos. Vários deles são considerados carcinogênicos e mutagênicos. Na atmosfera, sob a presença de radiação solar, os hidrocarbonetos, juntamente com os óxidos de nitrogênio, participam da formação dos oxidantes fotoquímicos como já descrito.

Hidrocarbonetos são o próprio combustível ou sua quebra em cadeias menores, que pode ascender à atmosfera seja pelo processo de evaporação, seja pela combustão incompleta. O aumento na emissão de *HC* ocorre nas piores condições de combustão na câmara e deve-se não só à relação ar-combustível, mas a diversos fatores como ângulo de avanço, fechamento de válvulas, temperatura do motor e relação entre a superfície do pistão e cilindrada unitária. Em algumas regiões na câmara de combustão a reação ocorre de modo incompleto como próximo à sua parede, onde o resfriamento tende a apagar a chama, ou em fissuras, onde a chama não penetra eficazmente. Um fenômeno também bastante influente na emissão de *HC* é a falha de explosão “misfire”. Neste caso a mistura é expulsa da câmara sem que haja a queima da mesma. A legislação brasileira não estabelece padrões de qualidade do ar para hidrocarbonetos.

Os *óxidos de nitrogênio* (NO_x) são compostos por cerca de 90% de monóxido de nitrogênio (*NO*) e 10% de dióxido de nitrogênio (NO_2). O *NO* é uma substância incolor, inodora e insípida. Ainda não se comprovou que o *NO* possa constituir perigo à saúde nas concentrações em que é encontrado nas cidades. Porém, em dias de radiação intensa é oxidado transformando-se em NO_2 . Esse último tem cor marron-avermelhada, apresenta alta toxicidade, cheiro e gosto desagradáveis. É irritante dos olhos e das mucosas nasais, provoca enfisema pulmonar e pode se transformar, dentro dos pulmões, em compostos carcinogênicos denominados nitroaminas. O NO_2 reage com a água presente no ar formando um dos principais componentes da chuva ácida: o ácido nítrico (HNO_3). Nas reações atmosféricas secundárias, o NO_2 associado ao *HC*, é também responsável pelo surgimento do “smog” fotoquímico, conforme descrito anteriormente (BRANCO, 2005).

Os óxidos de nitrogênio são formados pelos gases de combustão a altas temperaturas, através de reações químicas que envolvem átomos e moléculas de nitrogênio e oxigênio que não conseguem atingir o equilíbrio químico. Quanto maior a temperatura do gás queimado, maior a taxa de formação de NO_x . Quando os gases queimados se esfriam, durante o processo de expansão, as reações se congelam (baixas velocidades) e deixam as concentrações desse gás excedendo em muito os níveis correspondentes ao equilíbrio nas condições da exaustão (BARROS, 1993).

Para o NO_x a legislação brasileira define padrões de qualidade do ar primários – concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população – e secundários – concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Os padrões primários são: concentração média aritmética anual de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e concentração média de 1 (uma) hora de $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Os padrões secundários e, portanto, mais restritivos são: concentração média aritmética anual de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e concentração média de 1 (uma) hora de $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (CONAMA, 1990).

Segundo LIU, 2005, o monitoramento da qualidade do ar de Belo Horizonte, durante o período de 2003 a 2004, não registrou nenhuma ultrapassagem do padrão de qualidade do ar para dióxido de nitrogênio.

O *dióxido de enxofre* (SO_2), um óxido ácido de cheiro bastante irritante, é formado a partir do enxofre que é uma das principais impurezas existentes nos derivados de petróleo (gasolina, óleo diesel). O SO_2 reage com o oxigênio do ar formando o SO_3 e esse, com a umidade atmosférica, pode transforma-se em ácido sulfúrico que é um dos componentes da chuva ácida. Os óxidos de enxofre causam inflamações graves da mucosa; aumentam a secreção nas vias respiratórias superiores e reduzem o movimento ciliar do aparelho respiratório responsável pela filtragem de partículas estranhas e remoção do muco. Pode, também, aumentar a incidência de rinite, faringite e bronquite.

As altas concentrações de SO_2 na atmosfera dos centros urbanos brasileiros começaram a diminuir em 1980 em razão de uma série de programas de controle para fontes industriais e, no caso dos veículos, do uso do álcool na gasolina. Os níveis de SO_2

continuaram em decréscimo nos anos seguintes, o que pode ser atribuído à redução do teor de enxofre dos combustíveis industriais e veiculares. As concentrações medidas atualmente nos centros urbanos, a exemplo de São Paulo, Porto Alegre e Belo Horizonte, encontram-se muito abaixo dos padrões de qualidade do ar (SALDIVA, 2005).

Ainda assim, reduções nas concentrações de SO_2 na atmosfera são sempre desejáveis uma vez que ele pode se transformar em sulfato secundário (sulfato de amônio) aumentando ainda mais os níveis de material particulado. A redução do teor de enxofre nos combustíveis diminui as emissões de material particulado e, simultaneamente, permite a utilização de tecnologias de controle de poluição para reduzir as emissões dos precursores do ozônio.

Os padrões nacionais primários estabelecidos para dióxido de enxofre são: concentração média aritmética anual de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e concentração média em 24 horas de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano. Para os padrões secundários foram estabelecidas as concentrações: média aritmética anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e média em 24 horas de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano (CONAMA, 1990).

As concentrações médias diárias de SO_2 registradas nas estações de monitoramento da qualidade do ar de Belo Horizonte, em 2003 e 2004, foram muito baixas (próximos de zero) em relação à concentração média diária permitida por Lei que corresponde a $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LIU, 2005).

Os *aldeídos* resultam da oxidação parcial do combustível durante a queima. São extremamente tóxicos, devido a sua grande reatividade e são prejudiciais às vias respiratórias. São os motores a álcool que os emitem em maiores e mais preocupantes quantidades. Da mesma forma que para hidrocarbonetos, a legislação brasileira não estabelece padrões de qualidade do ar para aldeídos.

Muito embora o *dióxido de carbono* (CO_2) não seja considerado um gás poluente, pela sua responsabilidade como um dos principais causadores do efeito estufa, será incluído

neste item. O CO_2 é mais pesado que o ar, insípido e inodoro. Apesar de não causar danos diretos ao organismo humano, altas concentrações implicariam, necessariamente, em baixas concentrações de oxigênio no ar. O CO_2 é o único elemento resultante da combustão que é diretamente proporcional à quantidade de combustível queimado e, portanto, motores de baixo consumo específico são desejáveis para combater altos níveis de emissão de CO_2 .

Acredita-se que a expansão térmica causaria mudança no cenário natural da superfície da Terra com aparecimento de desertos em áreas de corrente vegetação e o surgimento de vegetação em áreas que são áridas. Algumas regiões ficariam mais quentes e outras mais frias, e ocorreriam também mudanças nas características dos ventos e das chuvas. Por outro lado, o aquecimento do ar provocaria um aumento na quantidade de nuvens reduzindo a incidência de energia solar que atinge o solo, se opondo ao processo de aquecimento.

Importante considerar a definição de poluente atmosférico, de acordo com o disposto no Parágrafo Único do Artigo 1º da Resolução CONAMA Nº 3 de 1990: “Entende-se como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: I - impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; II - inconveniente ao bem-estar público; III - danoso aos materiais, à fauna e flora. IV - prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade”. O CO_2 só não se enquadra integralmente na definição de poluente do CONAMA por não ter, até então, um nível de máximo de concentração aceitável estabelecido para o ar atmosférico.

3.2 Formação dos produtos da combustão

Para diminuir a quantidade de produtos tóxicos, resultantes de uma combustão irregular (incompleta), a relação ar/combustível deve ser adequada, a mais próxima possível da estequiométrica. Uma relação estequiométrica é aquela que possui a relação exata entre as quantidades mássicas de comburente (O_2) e combustível (álcool, gasolina, diesel, gás natural) necessária para uma reação de combustão ideal. Para isso, é preciso uma boa homogeneização dos reagentes (ar e combustível), o que irá garantir uma queima quase

completa e fará, também, com que o motor funcione com maior eficiência. Para que isso ocorra é necessário que, para uma determinada quantidade de ar admitida pelo motor, seja liberada uma quantidade exata de combustível, de maneira que a reação seja a mais próxima possível da ideal. Sendo assim, para a obtenção de uma mistura estequiométrica é necessário:

- 14,7 kg de ar para cada quilograma de gasolina (pura) consumida;
- 14,5 kg de ar para cada quilograma de diesel consumido;
- 8,95 kg de ar para cada quilograma de álcool consumido;
- 16,9 kg de ar para cada quilograma de gás natural veicular (GNV).

A gasolina comercializada no Brasil (gasolina C), contém de 20 a 26% de etanol do tipo anidro e nesse caso a relação estequiométrica passa a ser em torno de 13,4 kg de ar para cada quilograma de gasolina C.

A variável lambda (λ) representa a razão entre a quantidade de ar real e a quantidade de ar necessária para haver a combustão estequiométrica da quantidade de combustível envolvida na reação. Expressa a razão entre a relação ar/combustível utilizada (instantânea) e a relação ar/combustível ideal como mostrado na equação (PULKRABEK, 1997):

$$\lambda = \frac{\text{massa de ar real}}{\text{massa de ar estequiométrico}} \quad 3.5$$

A partir da análise de possíveis valores de λ tem-se que:

- $\lambda = 1$, indica que a mistura está muito próxima da mistura estequiométrica, sendo considerada, para efeitos práticos, como estequiométrica. É a condição ideal de funcionamento dos motores do ciclo Otto, pois nessa situação há um equilíbrio entre potência, consumo, dirigibilidade e emissões. O motor trabalha com a exata proporção ar/combustível próxima da necessária para uma combustão completa.
- $\lambda < 1$, indica que a mistura está com quantidade de ar menor do que a estequiometricamente correta, ou seja, com excesso de combustível. Essa mistura é conhecida por “mistura rica”. O valor de potência máxima, para combustíveis líquidos, é obtido para misturas ricas, porém numa estreita faixa, com λ entre 0,85

e 0,95. Além de potência, os motores do ciclo Otto ganham dirigibilidade, porém o consumo aumenta, assim como as emissões de CO , NO_x e HC . Em regiões de λ inferiores a 0,85 a mistura fica extremamente rica, com pouco oxigênio para ser queimada. Com isso, o rendimento cai sensivelmente e o motor tende a “afogar”. Para o combustível “gás natural veicular” (GNV), a potência máxima é obtida em $\lambda = 1$ (estequiométrica) apenas.

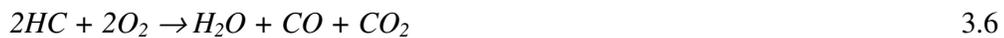
- $\lambda > 1$, indica que a mistura está com maior quantidade de ar do que a estequiometricamente correta, ou seja, com menor quantidade de combustível que o ideal. Essa mistura é conhecida por “mistura pobre”. Essa condição é característica de menor consumo de combustível e de menor potencia. O “limite de funcionamento pobre” depende da construção do motor e do sistema de preparação da mistura. No limite de funcionamento pobre a mistura não é mais facilmente inflamável e ocorrem falhas de combustão. Para reduzir o consumo o motor deve funcionar em aceleração e rotação constantes. Como no automóvel essa situação raramente se verifica, a mistura pobre não traz a economia esperada e, ainda, a dirigibilidade fica prejudicada em praticamente toda a faixa de operação. O limite do funcionamento desses motores ocorre nas proximidades de λ igual a 1,35 (PULKRABEK, 1997).

Nos motores do ciclo Otto, a formação da mistura ar/combustível ocorre fora do cilindro (no coletor). Tanto nos veículos carburados como nos que possuem injeção eletrônica, a borboleta aceleradora controla a vazão de ar que vai para os cilindros. Porém, no carburador o combustível é “arrastado” de acordo com a vazão do ar que passa pelo seu interior, enquanto na injeção eletrônica o combustível é liberado por eletroinjetores em função das condições de funcionamento do motor que são detectadas por sensores estrategicamente colocados. A mistura que é succionada pelo movimento dos pistões para o interior dos cilindros, por efeito de depressão, é ignitada por uma centelha de alta energia fornecida no momento exato (ponto de ignição) pelo sistema de ignição. O conjunto propulsor (motor, sistemas de alimentação e ignição) deve proporcionar:

- pré-mistura ar/combustível;
- mistura ar/combustível homogênea;
- lambda constante dentro do cilindro;
- possibilidade de trabalhar com lambda entre 0,8 e 1,35;

- pressões e temperaturas adequadas para que não ocorra ignição espontânea da mistura (pré-ignição e detonação ou “batida de pino”).

Uma análise dos produtos da combustão formados em cada tipo de mistura do motor de ciclo Otto mostra que quando a mistura é rica ($\lambda < 1$), o excesso de combustível não permite que ele seja oxidado (queimado) completamente, já que a quantidade de oxigênio é menor que a necessária. Esse excesso de combustível provoca um pequeno resfriamento dos cilindros, que é suficiente para aumentar a formação de hidrocarbonetos (*HC*). Parte dos hidrocarbonetos reage com moléculas de oxigênio formando monóxido de carbono segundo a reação:



Quanto mais rica a mistura, ou seja, quanto menor for lambda, maior a tendência de formação de *CO* e *HC*, enquanto que quando a mistura é pobre ($\lambda > 1$), todo o combustível é queimado e há “sobra” de oxigênio. Esse oxigênio se aquece, devido à combustão que ocorreu a sua volta, e reage com o nitrogênio (N_2) do ar. Com isso, formam-se os óxidos de nitrogênio (NO_x). O pico dessa formação ocorre em $\lambda = 1,05$. Para uma mistura muito pobre, com $\lambda = 1,35$ que é o limite de dirigibilidade, a quantidade de combustível é quase insuficiente para que ocorra a reação de combustão. Dessa forma, há um resfriamento dos cilindros e as emissões de *HC* voltam a crescer (HEYWOOD, 1988).

O nitrogênio presente na atmosfera (N_2) é um gás inerte em condições normais de temperatura. Todavia, se submetido a altas temperaturas – facilmente atingíveis nas câmaras de combustão de motores – tende a combinar-se com o oxigênio, formando seus óxidos (normalmente representados pelo NO_x). Quando se trabalha com mistura rica ($\lambda < 1$), valores crescentes de λ proporcionam uma maior quantidade de oxigênio livre aumentando a emissão de NO_x . Em mistura pobre ($\lambda > 1$), a emissão de NO_x diminui com o aumento da quantidade de ar devido à diminuição da temperatura.

O princípio de funcionamento dos motores movidos a óleo diesel é o mesmo dos movidos a gasolina. As diferenças estão na alimentação e inflamação do combustível.

Quando o ar é admitido no cilindro de um motor diesel, é comprimido em até 1/24 de seu volume inicial (taxa de compressão de 24:1), alcançando temperaturas acima de 600°C. A bomba injetora envia, com pressão alta (de mais de 10 MPa), o combustível (diesel) também para dentro do cilindro. Como o diesel se queima abaixo de 600°C, uma vez em contato com o ar aquecido acontece a explosão, empurrando o pistão para baixo. Como não necessita de faísca para inflamar o combustível, não é preciso distribuidor, velas, bobinas, etc.

Como o tempo disponível para a injeção de combustível é muito pequeno (aproximadamente 5 milissegundos), torna-se difícil atingir grandes rotações. A taxa de compressão tem de ser alta e, portanto, os componentes do motor a diesel são muito mais robustos e pesados. Os motores a diesel desenvolvem potência e torque máximos em rotações mais baixas. Ao contrário do que se acredita, a potência não é maior nos motores diesel do que nos a gasolina. Por apresentarem queima de combustível mais lenta, sua rotação máxima é bem mais baixa do que no caso de gasolina, o que acaba limitando sua potência específica. Mas é o funcionamento em regimes de baixa rotação que lhe dá vantagem para veículos de transporte de carga, pois é nesse regime que ocorre seu torque máximo. Para melhorar seu desempenho em altas rotações, alguns modelos de veículos a diesel ganharam turbo. Assim, admite-se uma maior massa de ar no cilindro possibilitando aumento da potência específica e, portanto, menor consumo de combustível e redução de emissões de poluentes.

Por utilizar óleo combustível, com alto poder antidetonante, o motor diesel possui características de queima progressiva e é indicado para operar com altas taxas de compressão (em geral entre 18:1 e 24:1, duas a três vezes superiores às de um motor a gasolina). O alto rendimento provém de dois fatores: elevada taxa de compressão, que proporciona o aquecimento do ar fazendo com que o combustível inflame-se; e maior pressão, que traz um melhor aproveitamento do combustível.

Os motores diesel não possuem uma válvula-borboleta de entrada de ar, como nos motores a gasolina. Por isso, o que regula sua potência é a quantidade de combustível injetado. Não existe a condição de acelerador fechado. Conseqüentemente, não há freio-motor e nem vácuo de admissão para acionar um servofreio. Isso obriga a colocação de

uma válvula na saída do coletor de escapamento caso se queira usar freio-motor numa descida de serra e, também, o uso de uma bomba de vácuo para o servofreio.

A adoção de turbocompressor (que eleva a pressão de entrada do ar no cilindro) proporcionou melhor rendimento volumétrico, com ganhos de potência na ordem de 40% em relação aos motores diesel de aspiração natural. Novos desenhos de câmara de combustão estão tornando seu desempenho semelhante aos dos motores a gasolina em termos de potência, com a vantagem do custo menor do combustível, menor índice de poluição atmosférica, elevada vida útil e alta confiabilidade mecânica (exige menos intervenções de manutenção e não possui sistema de ignição).

As emissões dos motores a diesel dependem da relação lambda, podendo-se observar que pela heterogeneidade da mistura, os motores diesel trabalham normalmente com excesso de ar para garantir uma queima mais completa do combustível. Na prática, eles operam com λ até 10, em marcha lenta, e entre 1,2 e 2,0 em plena carga (acelerador a fundo) e cargas parciais. Devido às altas temperaturas e pressões de combustão, aliada a um excesso de O_2 dentro da câmara, as emissões de CO e HC são relativamente baixas, mas, em compensação, óxidos de nitrogênio são formados em quantidades preocupantes devido ao ambiente de alta temperatura como o que ocorre no motor em regime de altas cargas. Porém já existem catalisadores que reduzem as emissões de NO_x através de injeção de amônia.

Uma desvantagem dos motores a diesel é a grande emissão de material particulado, a conhecida fuligem. A formação dessas partículas, que decorre da pirólise (queima incompleta) do combustível, acontece na condição de plena carga, pois nessa condição, a quantidade de combustível é máxima, as temperaturas são altas e o excesso de ar é minimizado. A solução para esse problema está no desenvolvimento de injeções de alta pressão, como o sistema "common rail". Com o uso de turbocompressor, a emissão de particulados decresce, assim como as de CO . Porém, aumenta ligeiramente as de HC e muito as de NO_x (DEGOBERT, 1995).

O sistema "comam rail", que se tornou bastante comum na década de 1990, é uma injeção em que os bicos injetores, com comando eletrônico, recebem o combustível de

uma única linha central, com pressões ao redor de 1500 MPa para que haja uma queima bem próxima da ideal, tornando o diesel ainda mais econômico e mais potente. Trata-se, basicamente, da disposição de alimentação adotada nos motores a gasolina atuais.

3.3 Sistemas de controle de emissão veicular

As metodologias mais usadas para controle das emissões veiculares são catalisadores ou conversores catalíticos, em combinação com a injeção eletrônica de combustível. A injeção eletrônica diminuiu bastante a emissão de poluentes (exceto CO_2), tendo trazido enormes ganhos em eficiência, redução de consumo, confiabilidade e dirigibilidade. O catalisador convencional que foi introduzido nos carros nacionais a partir de 1992 não é um filtro. Sua função é modificar, por meio de uma reação termoquímica, a composição química dos gases de escapamento reduzindo sua toxicidade à saúde e ao meio-ambiente.

O catalisador é formado por um núcleo cerâmico ou metálico, manta expansiva e carcaça metálica. Seu interior consiste de um núcleo perfurado cujas paredes são revestidas com metais como platina, paládio e ródio. Os gases percorrem cerca de 20 km dentro do catalisador em contato com esses metais, que aprisionam o monóxido de carbono, hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio presentes nos gases da exaustão e possibilitam que eles reajam uns com os outros para que o produto final seja dióxido de carbono, água e nitrogênio. Em operação normal, mais de 90% dos componentes químicos maléficos presentes nos gases da exaustão são transformados em gases não nocivos.

O catalisador mais utilizado é o de três vias, dispositivo que oxida simultaneamente hidrocarbonetos e monóxido de carbono e reduzem os óxidos de nitrogênio nos gases de exaustão. A relação lambda deve estar o mais próximo possível de 1, ou seja, mistura estequiométrica, pois uma mistura muito rica, com excesso de combustível, resulta em queima irregular e no envio de combustível mal queimado ao escapamento, onde entra em combustão e superaquece o catalisador, podendo queimá-lo e entupi-lo.

A melhor maneira de verificar se a mistura está mais rica ou mais pobre é analisar a quantidade de oxigênio que sai pelo escapamento. Mais oxigênio é sinal de pouco

combustível (mistura pobre), pouco oxigênio é sinal de muito combustível sendo ou tentando ser queimado (mistura rica). Para controlar a razão ar/combustível utiliza-se a sonda lambda. Essa sonda é um sensor constituído de um eletrodo em óxido de zircônio que, em contato com o oxigênio dos gases do escapamento, gera um sinal elétrico que varia de 0,25 até 0,95 volts. A partir deste valor obtém-se conhecimento do estado da mistura, que passará por um controle, com a alteração dos tempos de atuação dos bicos injetores (será injetado mais ou menos combustível). Esse sistema de “feed-back” é chamado de “closed loop” (circuito fechado ou malha fechada). Com essas correções, lambda ficará sempre próxima de 1, garantindo um melhor controle de emissões e impedindo danos ao catalisador.

Em resumo, a sonda lambda é responsável por um ajuste fino da mistura ar-combustível, que ao longo da utilização do veículo pode ser alterada devido a condições climáticas e mesmo a diferentes tipos de combustíveis. Esse sensor é instalado antes do catalisador. Eventuais falhas em seu funcionamento são indicadas por uma luz-piloto no painel do veículo e podem também ser verificadas com a análise dos poluentes emitidos.

3.4 Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA instituiu, através da Resolução Nº 18 de 1986, atualizada pelas Resoluções Nº 8 de 1993, Nº 14, Nº 16 e Nº 17 de 1995 e Nº 226 de 1997, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE. Esse programa tem como principal meta a redução da poluição atmosférica pelas fontes móveis, através da fixação dos limites máximos de emissões de gases e fumaça, induzindo o desenvolvimento tecnológico no seguimento de veículos novos e estabelecendo exigências de manutenção adequadas para os veículos em circulação através de ensaios padronizados. A operacionalização do PROCONVE em nível federal é de responsabilidade do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA.

O PROCONVE prevê a homologação de protótipos e a certificação da produção de veículos. Os limites máximos de emissão de poluentes pelos veículos novos foram fixados com um cronograma específico, para três categorias: veículos leves de

passageiros (automóveis), veículos leves comerciais (pick-ups, vans, utilitários) e veículos pesados (ônibus e caminhões).

Os veículos considerados leves de passageiro, ou automóveis, são aqueles com massa total máxima de 3.856 kg, projetados para o transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga. Para cumprimento dos limites estabelecidos para esses veículos foram aplicadas tecnologias para otimizar o funcionamento dos motores, proporcionando melhor condição de queima e conseqüente diminuição das emissões, bem como redução de consumo de combustível. Em 1988, na fase inicial de implantação do PROCONVE (fase L-I), foram aprimoramentos projetos dos modelos já em produção. Na fase implantada em 1992 (L-II) foi necessário utilizar catalisadores e sistemas de injeção eletrônica que usados separadamente atendiam às exigências estabelecidas. Para a fase L-III, que teve início em 1997, o fabricante precisou empregar conjuntamente as melhores tecnologias disponíveis para formação de mistura e controle eletrônico do motor (IBAMA, 2004).

Considerando que os conversores catalíticos ou catalisadores apresentam alta eficiência na redução das emissões de escapamento, que os mesmos sofrem desgastes ou são danificados e que os Programas I/M demandarão a substituição de grande quantidade dos mesmos, a Resolução CONAMA Nº 282 de 2001 estabeleceu os requisitos para os conversores catalíticos destinados a reposição.

Em 2001, o CONAMA regulamentou, através da Resolução Nº 291, o uso de componentes para adaptação de veículos para utilização opcional de gás natural e, ainda, instituiu o “Certificado Ambiental para Uso do Gás Natural em Veículos Automotores - CAGN”.

O Ministério de Meio Ambiente - MMA, considerando as tecnologias automotivas existentes, a necessidade de estipular prazos para a adequação tecnológica de motores visando manter a redução da poluição do ar nos centros urbanos do país e a necessidade de economia de combustível, publicou a Resolução CONAMA Nº 315 de 2002 que instituiu as novas etapas do PROCONVE. Nessa resolução foram estabelecidos padrões de emissão mais restritivos, a serem implantados gradativamente, para homologação de veículos novos nacionais e importados, leves e pesados, até 2009. A prioridade para as

fases que se iniciam em 2007 (L-IV) e 2009 (L-V), para os veículos leves, foi a adoção de tecnologias para redução da emissão de hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio, que em contato com o oxigênio do ar e na presença de luz solar geram ozônio. A TABELA 3.1 apresenta os limites máximos de emissão e as datas de vigência para cada fase de redução gradativa estabelecida pelo PROCONVE para veículos leves ciclo Otto (IBAMA, 2004).

TABELA 3.1 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para cada fase definida pelo PROCONVE para veículos leves novos com motores do ciclo Otto

FASE DO PROCONVE	INÍCIO	CO (g/km)	HC (g/km)	NO _x (g/km)	NMHC (g/km)	CO-ML (% v/v)
Fase L-I	19/6/1988	24,0	2,1	2,0	-	3,0
Fase L-II	1/1/1992	12,0	1,2	1,4	-	2,5
Fase L-III	1/1/1997	2,0	0,3	0,6	-	0,5
Fase L- V	1/1/2007	2,0	0,3	0,25	0,16	0,5
Fase L-V	1/1/2009	2,0	0,3	0,12	0,05	0,5

FONTE - (CONAMA, 1986) e (CONAMA, 2002); NMHC - hidrocarbonetos não-metano.

Em 2004, considerando que a alteração da regulação das características dos veículos resultantes de seu uso contribui para o mau funcionamento dos sistemas de controle de emissão e resulta em aumento dos níveis de emissão de poluentes atmosféricos, foi publicada a Resolução CONAMA Nº 354. Essa Resolução dispõe sobre os requisitos para adoção de sistemas de diagnóstico de bordo – OBD (On Board Diagnose). Esses sistemas constituem tecnologias de ação comprovada na identificação de mau funcionamento dos sistemas de controle de emissão possibilitando a antecipação de medidas corretivas e a conseqüente prevenção no aumento da emissão de poluentes atmosféricos.

O controle da emissão de gases poluentes emitidos pelo escapamento dos veículos leves comerciais ou utilitários teve início em 1995 e continuará com as fases L-IV e L-V do PROCONVE. Esses veículos são os não derivados de veículos leves de passageiro com massa total máxima de 3.856 kg, projetado para o transporte de carga, ou misto ou seus derivados, ou projetado para o transporte de mais de 12 passageiros, ou ainda com características especiais para uso fora de estrada.

O controle da emissão de fumaça preta pelo tubo de escapamento de veículos pesados novos com motores do ciclo Diesel (ônibus e caminhões) teve início em 1987. A Resolução CONAMA Nº 18 de 1986 estabeleceu os prazos de 1/10/1987, para ônibus urbano, e 1/1/1989, para os demais veículos, para atendimento ao valor máximo admissível para emissão de opacidade (índice de fumaça) de $2,5 \text{ m}^{-1}$. Para esses veículos os limites máximos para emissão dos gases poluentes: monóxido de carbono, hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio foram estabelecidos em 1993 por meio da Resolução CONAMA Nº 8. Veículos pesados são aqueles utilizados para transporte de passageiros e/ou carga, com massa total máxima maior que 3.856 kg, projetado para o transporte de passageiros e/ou carga. Os limites de emissão de gases poluentes e as datas para atendimento das fases do PROCONVE para os veículos a diesel novos são apresentados na TABELA 3.2.

TABELA 3.2 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos (g/kWh) para cada fase definida pelo PROCONVE para veículos novos a diesel

FASE	DATA	FROTA ALVO	CO	HC	NO _x	Partículas
P-III	1/1/1994	Veículos importados	4,9	1,23	9,0	0,7/0,4
	1/3/1994	80% ônibus urbanos				
P-II		20% ônibus urbanos	11,2	2,45	14,4	-
	1/1/1996	20% veículos				
P-III		80% veículos	4,9	1,23	9,0	0,7/0,4
		20% ônibus urbanos				
P-IV	1/1/1998	80% ônibus urbanos	4,0	1,10	7,0	0,25/0,15
		Veículos importados				
	1/1/2000	80% veículos				
P-III		20% veículos	4,9	1,23	9,0	0,7/0,4
P-IV	1/1/2002	Todos os veículos	4,0	1,10	7,0	0,15

FONTE – (CONAMA, 1986) e (CONAMA, 1993⁽²⁾)

O limite máximo de opacidade (índice de fumaça) do gás de escapamento dos veículos a diesel de $2,5 \text{ m}^{-1}$ foi exigido até 1º de janeiro de 2000. A partir dessa data não mais foi especificado um valor único para o limite máximo de opacidade por esses veículos, uma vez que foi considerando que a adoção de tecnologias para redução das emissões de gases poluentes acarretaria necessariamente na redução de fumaça.

O CONAMA, considerando o expressivo crescimento da frota de ciclomotores, motocicletas e similares nas principais regiões metropolitanas do país, a contribuição dessa frota para a deterioração da qualidade do ar e a existência de tecnologias de controle de emissão de eficácia comprovada, estabeleceu limites de emissão de gases poluentes para homologação desses veículos, conforme Resolução CONAMA Nº 297 de 2002. Dessa forma foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT.

Foram estabelecidas metas e datas para atendimento a limites preestabelecidos para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. O PROMOT foi baseado nas legislações vigentes na Europa, principalmente na Diretiva das Comunidades Européias Nº 97/24/EC, sendo os primeiros limites de emissão propostos para vigorar a partir de 01 de janeiro de 2003, (limites EURO I) considerando que o atual estágio tecnológico da indústria nacional possibilita o atendimento desta meta de controle. A Resolução CONAMA Nº 297 de 2002 concede um período de tempo suficiente para o aprimoramento tecnológico desses veículos, devido a necessidade de transferir sistemas de controle utilizados no exterior para os veículos nacionais e prevê, para a partir de janeiro de 2006, uma redução significativa nas emissões (limites EURO II).

A Instrução Normativa IBAMA Nº 17 de 2002 e a Resolução CONAMA Nº 342 de 2003, complementaram a Resolução CONAMA Nº 297 de 2002, estabelecendo limites EURO III para os motocicletas em 2009. A TABELA 3.3 apresenta os limites máximos de emissão de poluentes e respectivos prazos para atendimento por esses veículos.

Em 2003, logo após o estabelecimento da infra-estrutura de regulamentação onde o Brasil estava apenas uma fase de controle atrás da Europa, os fabricantes e importadores de motocicletas responderam positivamente às exigências do PROMOT. A emissão de monóxido de carbono foi reduzida em 2/3 em relação aos modelos fabricados anteriormente sem controle de emissão.

TABELA 3.3 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos
pelo escapamento de motocicletas novos

PRAZO	MOTOR (cm ³)	CO (g/km)	HC (g/km)	NO _x (g/km)	CO em ML (% v/v)
jan/2003	todos	13,0	3,0	0,3	6,0 ⁽¹⁾ ou 4,5 ⁽²⁾
Jan/2005 ⁽³⁾	< 150	5,5	1,2	0,3	NE
	≥ 150	5,5	1,0	0,3	NE
Jan/2009	< 150	2,0	0,8	0,15	NE
	≥ 150	2,0	0,3	0,15	NE

⁽¹⁾Deslocamento volumétrico ≤ 250 cm³. ⁽²⁾Deslocamento volumétrico >250 cm³. ⁽³⁾Veículos derivados de 3 ou 4 rodas: CO = 7,0 g/km; HC = 1,5 g/km e NO_x = 0,4 g/km. (NE) Não especificado.

Desde sua implantação, o PROCONVE reduziu a emissão de poluentes de veículos novos em cerca de 97% por meio da implantação progressiva de limites de emissão que promoveram a introdução de tecnologias como catalisadores e injeção eletrônica de combustível e melhorias nos combustíveis automotivos. Entretanto, é necessário garantir que os veículos sejam mantidos conforme as recomendações do fabricante. Em complemento às ações junto às montadoras é necessária a contribuição dos proprietários fazendo a correta manutenção de seus veículos. Nesse sentido, o PROCONVE instituiu os Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em uso – I/M. As diretrizes gerais para a implantação dos Programas de I/M foram definidas pela Resolução CONAMA Nº 7 de 1993, conforme previsto no Código de Trânsito Brasileiro (Lei Nº 9.503 de 1997) que condiciona o licenciamento anual do veículo à sua aprovação nesses programas.

As diretrizes básicas e os limites de emissão para fins de reprovação nos Programas de I/M foram definidas, para veículos com motores do ciclo Otto, na Resolução Nº 7 de 1993. A TABELA 3.4 apresenta os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos estabelecidos para fiscalização de veículos em uso.

TABELA 3.4 - Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fiscalização de veículos leves do ciclo Otto em uso

Ano/modelo	<i>CO</i>	<i>HC</i>	
	Marcha lenta e 2500rpm	Marcha lenta e 2500rpm	
	Limites (%v/v)	Gasolina	Álcool
Até 1979	6,0	700 ppm	1.100 ppm
1980 -1988	5,0		
1989	4,0		
1990 -1991	3,5		
1992 -1996	3,0		
a partir de 1997	1,0		

FONTE – (CONAMA, 1993)

Para aprovação dos veículos pesados a diesel nas inspeções previstas nos Programas de I/M o resultado final do teste de opacidade deve ser menor ou igual ao limite máximo declarado pelo fabricante, para os veículos fabricados a partir de 1996, e ao limite máximo estabelecidos na Resolução N° 251 de 1999, para os veículos fabricados até 1995.

Em 1995, a Resolução CONAMA N° 18 determinou que a implantação de Programas de I/M só poderia ocorrer após a elaboração do Plano de Controle por Veículos em uso – PCPV pelos órgãos ambientais estaduais e municipais. A regulamentação da implantação dos Programas de I/M se deu a partir da publicação da Resolução N° 227 em 1997 e limites de emissão, para fins de reprovação dos veículos com motores do ciclo Diesel, foram estabelecidos 2 anos depois com a publicação da Resolução CONAMA N° 251 de 1999.

De acordo com Artigo 8° da Resolução N° 7 de 1993, os Programas I/M devem ser vinculados ao sistema de licenciamento anual de veículos de modo que o veículo reprovado na inspeção não receba autorização para circulação. Ainda, conforme Parágrafo Único do Artigo 8° da Resolução N° 227 de 1997, a vinculação dos Programas I/M aos sistemas de registro e licenciamento de veículos será estabelecida pelo Conselho Nacional de Trânsito – CONTRAN, motivo pelo qual esses Programas

não foram até então implantados, a exceção do Rio de Janeiro que o implantou ainda em 1997.

O CONAMA, considerando as diretrizes estabelecidas pela Resolução do CONTRAN Nº 84 de 1998 para inspeção de segurança veicular, estabeleceu, através da Resolução Nº 256 de 1999, regras e mecanismos para inspeção de veículos quanto às emissões de poluentes e ruídos, regulamentando o Artigo 104 do Código de Trânsito Brasileiro (CTB), aprovado pela Lei Nº 9.503 de 23 de setembro de 1997. A Resolução Nº 256 definiu prazos e que os Programas I/M deveriam ser implantados e gerenciados pelos órgãos estaduais de meio ambiente, em conjunto com seus municípios. Em 1999 o CONTRAN suspendeu a vigência da Resolução Nº 84 de 1998 através das resoluções Nº 101 e 107, perdurando esta suspensão até o presente ano.

Considerando a importância dos sistemas de diagnóstico de bordo (On Board Diagnose - OBD) para melhor avaliar o estado de manutenção dos veículos inspecionados, a Resolução CONAMA Nº 354 de 2004 estabeleceu que os programas de inspeção periódica de veículos em uso devem utilizar equipamentos apropriados para aquisição de dados de sistemas OBD.

A melhoria da qualidade de nossos combustíveis também está sendo buscada pelo PROCONVE que, em parceria com a PETROBRÁS e Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores – ANFAVEA, vem conseguindo resultados expressivos como a retirada do chumbo da gasolina, a adição de álcool na gasolina e a redução gradativa do teor de enxofre na gasolina e no óleo diesel. Apesar dos progressos obtidos, a concentração no ambiente de alguns poluentes ainda excede os padrões atmosféricos de qualidade e medidas mais restritivas são necessárias, o que requer tecnologias avançadas, combustíveis limpos e controle da emissão da frota em circulação.

Os veículos leves devem ser alvo de controle mais severo de emissão de NO_x , especialmente em regime de aceleração e de alta velocidade, o que obrigará a adoção de ciclos de condução especiais para estas condições. Nas futuras fases do PROCONVE os limites de NO_x deverão se basear nos padrões norte-americanos para que os níveis de ozônio se reduzam. Os teores de enxofre nos combustíveis deverão ser reduzidos a 10

ppm para viabilizar as melhores tecnologias de catalisadores. Neste contexto, o álcool, o gás natural e o biodiesel puro poderão desempenhar papel importante como combustíveis obrigatórios para introdução de tecnologias de ponta nas frotas cativas metropolitanas, enquanto não for possível melhorar a qualidade da gasolina e do diesel.

Segundo estudo realizado por BRANCO e BRANCO (2006), os efeitos do PROCONVE estão fortemente presentes na frota circulante. A evolução dos produtos da indústria automobilística brasileira é transformada em benefícios para a atmosfera à medida que a frota se renova e, mesmo sem a fiscalização da manutenção, 60 a 80% dos veículos em uso ainda apresentam emissões sob controle. Levantamento realizado por sensoriamento remoto em São Paulo, em junho de 2000, mostrou que poucos veículos são responsáveis por grande parcela da poluição. Cerca de 20% deles responderam por 50% da emissão total de *CO* da frota. O monitoramento por esse método de observação permite identificar os veículos mais poluidores para exigir-lhes a manutenção e uma inspeção detalhada concentrando esforços nos mais poluidores. O levantamento indica a tendência de que a inspeção anual dos veículos em uso poderá recuperar uma boa parte dos prejuízos provocados pela manutenção inadequada desses veículos.

De acordo com BRANCO (2005), os limites estabelecidos pelo PROCONVE foram muito eficazes para reduzir as emissões de poluentes pelos veículos automotores e melhorar a qualidade do ar nas grandes cidades brasileiras. As projeções de aumento nas vendas de veículos nacionais, sobretudo no transporte de carga e de passageiros, indicam a necessidade do desenvolvimento de mais uma nova fase do Programa. Além de restrições suplementares dos limites de emissão dos veículos novos, essa fase deverá contemplar medidas que proíbam alterações das características originais dos veículos pelos seus proprietários e mecânicos de serviços. Um programa de eco-rotulagem de modelos de veículos, em função de seu desempenho energético e de emissões de poluentes, complementaria favoravelmente essa iniciativa conscientizando a população para a escolha dos veículos mais limpos.

Os Programas de I/M, previstos pelo PROCONVE com o objetivo de aferir a regulação dos veículos e obter dos proprietários os necessários cuidados de manutenção precisam ter seus procedimentos atualizados, adequando-os às novas tecnologias de controle de

emissão introduzidas nos últimos anos, como diagnóstico de bordo (OBD) e sensoriamento remoto.

3.5 Evolução e tendências dos combustíveis automotivos

O chumbo foi totalmente eliminado da gasolina brasileira em 1991, o que reduziu a concentração desse metal pesado na fração de MP_{10} para menos de $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, abaixo do padrão de qualidade do ar Norte-Americano que é de $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A implantação dessa medida também permitiu a introdução dos catalisadores.

A proibição do uso de aditivos a base de metais (chumbo, manganês, ferro, etc) e a redução do teor de enxofre são medidas essenciais para eliminar a emissão de compostos metálicos para a atmosfera, que em geral apresenta elevada toxidez. Além disso, as emissões de compostos de enxofre contribuem para formação do fenômeno conhecido como chuva ácida.

Aditivos metálicos e compostos de enxofre formam ainda depósitos nas superfícies de componentes vitais dos sistemas de controle de emissão de poluentes, representando fator impeditivo ao uso de componentes importantes como é o caso de conversores catalíticos. No caso dos motores a diesel, o enxofre causa também aumento da formação de partículas e dificulta a regeneração dos filtros de fumaça.

Os padrões de emissão para os novos veículos pesados a diesel apresentam um atraso de aproximadamente dez anos em relação aos padrões da União Européia e os teores de enxofre no óleo diesel são aproximadamente 100 vezes mais altos do que nos combustíveis distribuídos na Europa em 2005 (BRANCO, 2005).

A redução do teor de enxofre nos combustíveis constitui preocupação de diversos países para viabilizar a aplicação de tecnologias avançadas para a redução das emissões. A tendência internacional é de redução desse teor a níveis próximos a 10 ppm. No caso da União Européia e do Japão, a partir de 2005, o limite para enxofre na gasolina e no óleo diesel é de 50 ppm, existindo produtos no mercado com 10 ppm. Nos EUA, conforme especificação federal para 2006, a gasolina passou a ser comercializada com 30 ppm de enxofre e o diesel 15 ppm de enxofre.

Segundo MANNERS (2005), a redução do teor de enxofre no óleo diesel para 15 ppm deverá evitar anualmente mais de 8.300 mortes prematuras, mais de 750.000 casos de enfermidades respiratórias e cerca de 1,5 milhões de dias de trabalho perdidos, resultando em benefício social da ordem de US\$ 70 bilhões/ano para os Estados Unidos.

No Chile o teor de enxofre no óleo diesel, que em 1990 era de 4.000 ppm, em 2005, passou para 50 ppm na região de Santiago e para 1000 ppm no restante do país. Para a gasolina o teor é de 30 ppm para a região de Santiago e de 100 ppm para demais regiões (LAMA, 2005).

No Brasil, os teores máximos de enxofre na gasolina e no óleo diesel distribuídos a partir de 2002 foram estabelecidos pelas portarias da Agência Nacional de Petróleo - ANP N° 309 e N° 310, respectivamente, ambas de dezembro de 2001. Para gasolina o teor de enxofre foi limitado a 1.000 ppm. A Portaria 309 estabeleceu as especificações para comercialização de gasolinas automotivas “A e C”. Segundo essa Portaria, a gasolina “A” é isenta de componentes oxigenados e a gasolina “C” é a mesma gasolina “A” acrescida de álcool etílico anidro combustível. A mistura de álcool anidro (isento de enxofre) na gasolina proporcionou a redução do seu teor de enxofre em cerca de 20%.

A Portaria ANP N° 310 de 2001, alterada pela Resolução também da ANP N° 12 de 2005, estabeleceu especificações para comercialização do óleo diesel e da mistura óleo diesel/biodiesel (B2). O óleo diesel automotivo é classificado em: *S500*, com 500 ppm de enxofre, para comercialização apenas nos municípios das regiões metropolitanas listados no anexo I da Portaria; *metropolitano*, limitado a 2000 ppm, para comercialização nos municípios listados no anexo II da Portaria; e *interior*, com teor de enxofre de no máximo 3500 ppm, no caso de uso rodoviário para comercialização nos demais municípios do país e para outros usos em qualquer município do país. A mistura, composta de 98% em volume de óleo diesel e 2% em volume de biodiesel, deve, segundo a Portaria, atender à especificação do tipo de óleo diesel base da mistura: *S500*, *metropolitano* ou *interior*. O diesel para uso nas regiões metropolitanas, aproximadamente um terço do que é vendido no país, é disponibilizado com teor médio de enxofre de 1000 ppm, que é equivalente ao diesel utilizado na Europa no início dos anos 90 (BRANCO, 2005).

Segundo PALOMBO (2005), a Petrobrás está investindo para diminuir gradativamente os teores de enxofre na gasolina e no óleo diesel que são distribuídos no Brasil. A meta para gasolina é limitar o teor enxofre a 50 ppm até 2009. Para o diesel o objetivo é reduzir o teor de enxofre em regiões metropolitanas para 500 ppm e 2000 ppm no interior, em 2006, e em 2009 distribuir óleo diesel com 50 ppm em regiões “especiais” e 500 ppm no interior. Além de reduzir a formação do SO_2 , a redução do teor de enxofre no diesel para 50 ppm diminuiria as emissões de particulados e, simultaneamente, permitiria a introdução de sistemas mais sofisticados de controle de emissões.

A disponibilização pela Petrobrás do óleo diesel S500, a partir de 2005, nas principais regiões metropolitanas do país, substituindo o diesel com 2000 ppm de enxofre, reduziu para 75% o teor de enxofre contido no óleo diesel e propiciou um efeito significativo de redução de emissão de fumaça preta em toda a frota de veículos a diesel em circulação.

Segundo RODRIGUES (2005), o Programa Brasileiro de Biodiesel lançado em 2004 é um exemplo de sustentabilidade para o mundo. É cada vez mais visível, num horizonte de curto e médio prazo, que os biocombustíveis ou a agroenergia teve uma dimensão extraordinária no processo de substituição de combustíveis tradicionais. O Brasil já domina a tecnologia do etanol e está na iminência de criar um modelo de alternativa energética voltado para a agricultura sustentável, seja do ponto de vista ambiental, seja do ponto de vista da distribuição de renda. Trata-se de combustível renovável produzido a partir de mamona, dendê, soja, algodão e outras plantas oleaginosas que suportam bem o clima tropical brasileiro. O petróleo, ao contrário, é um recurso finito e que demanda altos investimentos para a utilização de seus derivados. Tanto o biodiesel quanto o álcool poluem, mas as plantações dos produtos agrícolas que os fabricam sequestram parte do gás carbônico emitido pelos veículos. Diesel e biodiesel geram quantidades de CO_2 em proporções semelhantes, mas por ser o biodiesel um combustível renovável, as plantações de oleaginosas sequestram gás carbônico durante a fotossíntese, contribuindo para diminuição de CO_2 no balanço global.

O enxofre tem a propriedade de promover lubricidade aos combustíveis. Assim a introdução de combustíveis ambientalmente compatíveis, dessulfurizados por hidrogenação, provocou problemas de desgaste para as bombas de injeção do distribuidor. A mistura de biodiesel, que é um éster de ácidos graxos, no óleo diesel

funciona como aditivo recuperando a lubrificidade perdida com a retirada do enxofre. Misturas de óleo diesel contendo até 5% de biodiesel não requerem aditivos complementares para essa finalidade (BOSCH, 2005).

Os agricultores têm a disposição, desde julho de 2005, um crédito adicional do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) para a produção do biodiesel. Foram previstos, para a safra 2005/2006, R\$ 100 milhões destinados ao cultivo de oleaginosas (soja, mamona, dendê, etc), base para a fabricação do biocombustível. O financiamento constitui uma das ações do Programa Nacional de Biodiesel. O estímulo à produção do combustível renovável vai favorecer a inclusão social, a geração de renda e a redução da poluição do ar no país (BRANCO, 2005).

A utilização de 2% de mistura de biodiesel ao diesel de petróleo não exige modificações nos motores dos veículos e propicia a redução da emissão de gases poluentes. Para disciplinar o uso do novo combustível no mercado nacional, o governo editou uma série de legislações que tratam dos percentuais de mistura do biodiesel ao diesel, da forma de utilização e do regime de tributação, que varia conforme a região de plantio, as oleaginosas e a categoria de produção.

Além do crédito do PRONAF, o governo federal destinou financiamentos para a cadeia do biodiesel pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) e definiu que o biocombustível produzido a partir da mamona e do dendê fornecidos por agricultores familiares do Nordeste, Norte e Semi-árido terá 100% de redução do PIS/Confins. Os demais agricultores familiares do Brasil terão diminuição desses impostos em 89,6%.

Há grande potencial de exportação do biodiesel, especialmente para a Europa que estipulou metas de uso de biocombustível no continente e não tem disponibilidade de terras cultiváveis como o Brasil. O biodiesel contribui para alavancar a agricultura familiar nas regiões mais carentes do Brasil, proporcionando inclusão social e geração de renda, favorecendo a economia auto-sustentável, muito importante para o país.

O Brasil já utiliza em larga escala dois combustíveis considerados “limpos” – *álcool* e *gás natural* – cujas características permitem a adoção de tecnologias avançadas de

controle de emissões. O álcool, por ser produzido a partir de biomassa, contribui com a redução das emissões globais de dióxido de carbono, além de ser livre de enxofre. O gás natural proporciona uma boa condição de mistura e, portanto, uma combustão mais completa quando comparado com gasolina, álcool ou diesel e, por este motivo, emite menos poluentes como NO_x e CO . Além disso, o gás não condensa nos coletores de admissão, não se deposita nas paredes e apresenta baixíssimo teor de enxofre, condições que provocam um efeito positivo sobre as emissões. Segundo BOSCH (2005), comparados a motores à gasolina os motores movidos a gás natural se caracterizam por reduções nas emissões de CO_2 na faixa de 20 a 30%.

O álcool utilizado como combustível de automóveis ônibus e caminhões é o álcool etílico ou etanol (C_2H_5OH). É renovável e os subprodutos de sua produção – bagaço de cana e o vinhoto – são integralmente utilizáveis: o primeiro como combustível para geração de eletricidade e o segundo para irrigação de canaviais, restituindo ao solo parte dos compostos químicos retirados pela cana durante seu crescimento. É um combustível nacional inesgotável, isento das oscilações de preço do petróleo e com uma qualidade muito valorizada atualmente: a de aumentar o teor de oxigênio na atmosfera, decorrente da fotossíntese da cana-de-açúcar (BRANCO, 2005).

O gás natural veicular (GNV), ou gás metano veicular (GMV), é utilizado em cerca de 60 países. Seu berço histórico foi a Europa, mais precisamente a Itália, que a partir dos anos 30 criou e dinamizou as adaptações veiculares de forma a permitir o uso alternativo do gás em veículos a gasolina e até mesmo a óleo diesel. No Brasil, a sua utilização em veículos leves teve início em 1992, quando foi autorizado o seu uso em veículos utilizados como táxi. Em 1996, foi autorizado para uso em veículos de passeio, sendo que a frota desses veículos cresceu de forma mais acelerada a partir de 1999. O crescimento acelerado está relacionado a diversos fatores, como: diferencial de preço entre a gasolina ou álcool e o GNV, expansão da rede de distribuição no fim da década de 1990, certificação dos kits de adaptação para utilização do gás junto ao Instituto Nacional de Metrologia – INMETRO e redução de impostos no licenciamento dos veículos (MELO, 2004).

De acordo com MELO (2004), para um usuário que rode em média 250 km/dia durante 22 dias no mês o investimento inicial em adaptação, de cerca de US\$ 1.000,00 para o kit

homologado, poderá ser amortizado entre 4 e 9 meses, dependendo do combustível original do veículo. Problemas relacionados com a variação da composição do gás devido a falta de especificação foram resolvidos com a publicação da Portaria da Agência Nacional de Petróleo - ANP Nº 104 de 2002 que regulamentou a especificação do GNV e a adequação das plantas produtoras de gás natural à nova especificação. Os kits de adaptação são geralmente classificados segundo o sistema de alimentação do combustível, podendo ser separados em cinco gerações, conforme apresentado no QUADRO 3.1.

A Resolução CONAMA Nº 291 de 2002 definiu critérios para a certificação ambiental dos kits de adaptação para gás natural e estabeleceu que as emissões de gases poluentes dos veículos adaptados operando com GNV devem ser iguais ou inferiores às emissões do veículo operando com o combustível original. Para atendimento às exigências das fases do PROCONVE que entrarão em vigor em 2007 e 2009 será necessária uma mudança na configuração dos kits, exigindo desenvolvimento de novos componentes e de calibrações que usualmente são realizados por montadoras. Haverá também a necessidade de pessoal especializado e de equipamentos sofisticados para garantir aos kits um compromisso entre desempenho, consumo e emissões. Devido a esses fatores, existe uma tendência de se ter no mercado apenas os kits de 4ª ou 5ª geração, ambos com injeção multiponto de gás.

Para os veículos a gasolina, álcool ou tipo “flexfuel” fabricados a partir de 2007, esperam-se níveis de emissões bem reduzidos, em alguns casos bem abaixo dos limites oficiais. O grande desafio para os veículos a GNV será atender aos limites futuros de emissões de NO_x em valores iguais ou inferiores aos emitidos pelos veículos que sairão de fábrica funcionando com o gás como combustível original, visto que o motor a GNV trabalha com temperaturas mais altas, havendo por isso tendência de uma maior produção de NO_x . Com a implantação efetiva da inspeção veicular a maioria dos kits de 1ª e 2ª geração, tenderá a desaparecer do mercado.

QUADRO 3.1 - Classificação dos kits de adaptação para utilização opcional do GNV em função de custos e das características técnicas.

CLASSIFICAÇÃO	CARACTERÍSTICAS	CUSTO (US\$)
<i>1ª geração</i>	Veículos carburados (mecânico e eletrônico); acionamento pneumático para a liberação do fluxo de gás; regulagem mecânica e manual da vazão do gás, com chave comutadora de três estágios.	600
<i>2ª geração</i>	Veículos carburados ou com injeção eletrônica monoponto, acionamento eletrônico da alimentação de gás através de um motor de passo controlado em função dos sinais de rotação e de carga do motor; possuem emuladores de bicos injetores e de sonda lambda;	750
<i>3ª geração</i>	Veículos com injeção eletrônica multiponto; controle eletrônico da vazão da mistura GNV e ar em função do sinal de sonda lambda, rotação e carga do motor; acionamento eletrônico da alimentação de gás por um motor de passo;	1000
<i>4ª geração</i>	Veículos com injeção eletrônica multiponto; injeção de gás por bicos injetores de forma paralela no coletor de admissão; redutor de pressão de dois estágios; eliminação da ocorrência de retorno da chama.	1300
<i>5ª geração</i>	Veículos com injeção eletrônica multiponto; injeção de gás por bicos injetores de forma seqüencial no coletor de admissão; redutor de pressão de dois estágios; eliminação da ocorrência de retorno da chama; menor comprometimento do desempenho do motor.	1500

FONTE – (MELO, 2004)

Quanto à qualidade dos combustíveis nas bombas, a adulteração e a sonegação de impostos são as principais causas apontadas pelo setor automotivo como contribuintes para redução da qualidade e para a perda de competitividade de distribuição no País. No caso do álcool etílico hidratado, ocorre a adição de água acima do estipulado. Já ao álcool etílico anidro é adicionada água em sua composição.

Em relação à gasolina, ocorre a adição de álcool anidro acima dos 25% previstos em lei e também a mistura de solventes. O mercado nacional compra um excesso de 500 milhões de litros anuais de solventes que são desviados para uso na gasolina. Apesar de mais caros os solventes contam com menor tributação. As propostas apresentadas pelo Sindicato Nacional da Empresas Distribuidoras de Combustíveis e de Lubrificantes - SINDICOM incluem a uniformização das alíquotas de ICMS no País, que hoje são cobradas em diferentes porcentagens em cada estado; o aumento da tributação dos solventes; o acompanhamento pela Agência Nacional do Petróleo das vendas de álcool pelas usinas, como já é feito com as distribuidoras; o confisco do combustível adulterado e a reforma tributária (PALOMBO, 2005).

3.6 Evolução tecnológica da indústria automotiva

A indústria automotiva tem um peso importante na economia brasileira, sendo responsável diretamente por cerca de 11% do Produto Interno Bruto industrial, gerando cerca de 1,3 milhões de empregos diretos e indiretos em toda a cadeia produtiva e de serviços e pode alavancar um modelo de desenvolvimento sustentado na geração de conhecimento. Esse seguimento industrial já mostrou, em diversas ocasiões, a capacidade de seus engenheiros e técnicos em gerar conhecimento aplicado aos produtos. Nessa linha pode-se citar desde o desenvolvimento da tecnologia do álcool combustível, na década de 1970, até o lançamento de veículos “flexfuel”, em 2005, nos quais os motores funcionam com gasolina, álcool ou a mistura dos dois em qualquer proporção (PENTEADO, 2004).

Preocupação ecológica, marketing, necessidade econômica ou obrigações impostas pelo poder público levaram as fábricas a desenvolverem carros mais amigáveis ao meio ambiente. A necessidade de diminuir as emissões de gases, de fumaça e de ruído está cada dia mais presente no dia a dia dos engenheiros das grandes montadoras.

Com o Pró-Álcool (1975-1990) motores a álcool foram produzidos tendo sua qualidade aumentada paulatinamente para, poucos anos depois, se igualarem (e até superarem) ao desempenho dos motores a gasolina. Desse Programa ficou a real possibilidade de se converter boa parte da frota nacional de automóveis, caminhões e ônibus para consumir

álcool, reduzindo a emissão de poluentes nos grandes centros urbanos, melhorando o bem-estar social e as finanças do Brasil.

A crescente aceitação do mercado pelos sistemas “flexfuel” com o conseqüente aumento do consumo de álcool é tema que vem sendo debatido por diversos seguimentos da área automotiva. Segundo estimativas apresentadas pela União da Agroindústria Canavieira de São Paulo, a frota de veículos flexíveis deve aumentar dez vezes nos próximos cinco anos, hoje estimada em 650 mil unidades. O Brasil é o maior produtor mundial de álcool com 15,5 bilhões de litros ao ano, o que representa 36% de participação no mercado global. O País pode e deve apostar no álcool, pois conta com estrutura para suportar a demanda interna e para aproveitar o consumo automotivo de países como Índia e Estados Unidos.

Nos últimos anos, observou-se um elevado crescimento da frota nacional de veículos leves com motores adaptados para funcionar também com GNV: veículos bi-combustível. Em 2004, essa frota chegou a 700.000 veículos ficando atrás somente da Argentina cuja frota era de 1.200.000. Basicamente existem 2 cenários de evolução das tecnologias automotivas que poderão impactar o mercado de GNV. Um contempla a tecnologia OBD, para os veículos a gasolina e álcool e o outro contempla o fornecimento de veículos com kit de adaptação para uso do gás original da montadora e, portanto, mais sofisticado.

O OBD é um sistema eletrônico composto de sensores e de software que permite a realização de um diagnóstico de falhas e de deterioração de diversos componentes do veículo, visando à manutenção do nível reduzido das emissões veiculares por período mais extenso (MOREIRA, 2004). Seguindo as tendências da Europa e dos Estados Unidos, a Resolução CONAMA N° 354 de 2004 estabeleceu para veículos leves de passageiros e leves comerciais, equipados com motores do ciclo Otto, a utilização de sistema de diagnóstico de bordo (OBD).

Entre as fases iniciais de implantação de sistemas OBD estão à padronização de diagnose, a normalização de técnicas para testes dos componentes pelas montadoras e o estabelecimento de procedimentos para homologação. Numa segunda fase, prevista para o ano de 2008, o sistema OBD irá verificar a eficiência e deterioração do conversor

catalítico, do sensor de oxigênio, do sistema de recirculação de gases (EGR) e o reconhecimento de falhas de explosão (misfire). O usuário recebe a informação de problemas de funcionamento no sistema através da indicação de uma lâmpada no painel do veículo.

A utilização de OBD e a redução dos limites de emissão de *HC*, *CO* e *NO_x* para atender as fases do PROCONVE que entrarão em vigor em 2007 e 2009, dificultarão o atendimento da legislação por parte das empresas adaptadoras. Além de encarecer os custos de conversão incentivarão o aumento da participação no mercado de veículos originais de fábrica, preparados para trabalhar também com GNV. Essa tecnologia tende a apresentar um melhor resultado de emissões, pois contará com a infra-estrutura da montadora, e o interesse pelo uso do GNV tenderá a aumentar por confiança dos usuários na garantia e assistência técnica das montadoras.

Em março de 2005 foi apresentado em Brasília, pela Petrobrás, um ônibus a gás com motor traseiro e suspensão pneumática desenvolvido pela Mercedes-Benz do Brasil. Para estimular o uso do gás natural no transporte coletivo urbano, a Petrobrás, em conjunto com as distribuidoras, se comprometeram junto aos Ministérios de Minas e Energia e das Cidades, a garantirem a oferta do GNV por 10 anos a um custo, por metro cúbico, correspondente a 55% do valor de um litro de diesel (MELO, 2004).

As emissões de veículos pesados a diesel no Brasil têm sido reduzidas progressivamente a partir de 1987, em razão da aplicação de padrões europeus (até as exigências EURO III, efetivas a partir de 2004). As emissões de escapamento foram reduzidas em virtude dos avanços na engenharia de motores sem pós-tratamento dos gases de escape. Para atender as exigências das Fases P-III e P-IV do PROCONVE, correspondentes aos padrões da EURO I e EURO II, respectivamente, os fabricantes de motores introduziram modificações mecânicas, inovando, principalmente no uso de turbocompressores e “aftercoolers”.

Em razão do início da Fase P-V (EURO III) os fabricantes brasileiros começaram a introduzir sistemas de injeção eletrônica de alta pressão, que funcionam a pressões de cerca de 137 MPa. Motores mais leves serão equipados com sistemas de injeção direta “common rail”. Motores de maior porte irão provavelmente depender de tecnologias de

bomba individual (Unit Pump – UP) e injeção individual (Unit Injection – UI). Também faz parte da fase EURO III a otimização da câmara de combustão, as múltiplas válvulas por cilindro e a injeção central, além da necessidade de novos requisitos de qualidade de combustível.

Para conformidade com a fase P-VI (EURO IV) – programada para ser implantada em 2009 – o sistema de injeção “common rail” será utilizado na maioria dos motores operando em pressões de até 176 MPa, combinado com a mais nova geração de unidades eletrônicas de controle (ECU) e com turbo compressores avançados. Equipamentos de pós-tratamento, como catalisadores de oxidação para diesel, filtros de particulados e sistema de recirculação dos gases de escape (EGR) terão que ser instalados em alguns, senão em todos os motores.

Todas essas tecnologias avançadas, incluindo os catalisadores de oxidação para diesel (DOC), filtros de particulados (DPF) e conversores de redução catalítica seletiva (SCR), já estão sendo usadas na Europa e nos Estados unidos, demonstrando reduções significativas de material particulado e NO_x .

O obstáculo principal para aplicação dessas tecnologias no Brasil é o alto teor de enxofre nos combustíveis. A utilização da maioria dessas tecnologias depende do uso de combustíveis com concentrações de enxofre abaixo de 50 ppm. Vários países europeus disponibilizaram diesel com teor de enxofre de 10 ppm a partir de 2005. Os requisitos de tecnologia e de qualidade de combustível para controle das emissões na Europa, nos Estados Unidos e no Brasil são apresentados no QUADRO 3.2.

Atualmente, as emissões de motores a diesel são controladas principalmente por melhorias no projeto do motor e não pelo uso de dispositivos de pós-tratamento (salvo os catalisadores de oxidação para diesel). As técnicas de controle são limitadas normalmente pelo equilíbrio entre NO_x e material particulado, em que estratégia para reduzir um favorece a formação do outro. As reduções dos óxidos de nitrogênio resultam da diminuição das temperaturas de pico, assim como da redução da duração de temperaturas elevadas na câmara de combustão. As emissões de material particulado são reduzidas pela otimização da combustão que resulta em temperaturas mais elevadas e em um conseqüente aumento de NO_x .

QUADRO 3.2 - Tecnologias e teor de enxofre no óleo diesel para controle de emissões na Europa, USA e Brasil.

TECNOLOGIAS	Enxofre (ppm)	EUROPA	USA	BRASIL
Turbo, aftercooler, injeção eletrônica de alta pressão, combustão otimizada, 3 a 4 válvulas por cilindro.	350-500	EURO III 2000-2004	EPA 98 1998-2003	P- V 2004-2007
EGR, injeção flexível e de pressão mais alta, filtro de partículas.	< 50	EURO IV 2005-2007	EPA 04 2004-2006	P-VI 2009
Injeção eletrônica de alta pressão e múltipla, SCR, sistemas dosadores de uréia, sensor lambda, controle do ar de admissão.	< 10	EURO V 2008	EPA 07 2007-2009	Não definido

FONTE – (MASSAGARD, 2003)

Os avanços tecnológicos nos motores dependem de um combustível comercial de melhor qualidade. Veículos equipados com sistemas de tratamento de pós-combustão serão danificados irreversivelmente se utilizarem combustível de baixa qualidade, principalmente com alto teor de enxofre. Portanto, a estratégia conjunta de melhorar simultaneamente a qualidade do combustível e a engenharia de motores é da maior importância.

Apesar de combustíveis limpos produzirem efeitos imediatos sobre as emissões dos veículos em uso, os grandes centros urbanos brasileiros deveriam adotar programas para acelerar o sucateamento dos veículos diesel mais velhos e mais poluentes, assim como para atualizar os veículos existentes com tecnologias “retrofit”, mais eficientes no controle de emissões. Os sistemas "retrofit", especialmente desenvolvidos para redução da emissão de veículos e motores diesel em uso, tem tido uma importante evolução tecnológica nos últimos anos, representando atualmente uma alternativa de controle ambiental viável e confiável. Esses sistemas vêm sendo cada vez mais utilizados em vários países, como os EUA, principalmente em frotas cativas de veículos pesados, para acelerar a obtenção dos benefícios ambientais nos veículos de longa vida útil. Ônibus

escolares, caminhões de coleta de lixo e motores estacionários, dentre outras aplicações, tem apresentado significativa redução de poluentes, principalmente material particulado. Conforme BRANCO e SZWARC (2006), as tecnologias "retrofit" mais utilizadas internacionalmente são os conversores catalíticos de oxidação, os filtros de partículas e os sistemas de recirculação de gases do cárter.

3.7 Inventário de emissão veicular

O inventário de emissão veicular (*IEV*), segundo a CETESB (1994), é uma das ferramentas mais úteis para avaliação da contribuição dos veículos automotores na poluição do ar. Tem por objetivo estimar quantitativa e qualitativamente as emissões para subsidiar o planejamento de ações de caráter preventivo e corretivo e indicar a eficácia das ações desenvolvidas no âmbito do PROCONVE.

3.7.1 Primeiro inventário nacional de emissões de gases de efeito estufa

O Brasil assumiu o compromisso de desenvolver e atualizar, periodicamente, inventários nacionais de emissões antrópicas por fontes e remoções por sumidouros dos gases de efeito estufa nos termos da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Essa Convenção é uma série de acordos por meio dos quais países de todo mundo estão se unindo para enfrentar o problema do aumento na temperatura média da superfície da terra e as mudanças nos padrões climáticos mundiais (BRASIL, 2004). No Brasil essa Convenção entrou em vigor em 1994 após ratificação pelo Congresso Nacional.

A metodologia adotada para elaboração do Primeiro Inventário Nacional foi desenvolvida pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima - IPCC, em conjunto com a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico e a Agência Internacional de Energia. A metodologia do IPCC tem como referência pesquisas realizadas e metodologias elaboradas por especialistas de países desenvolvidos e, portanto, os fatores de emissão ou, até mesmo, a metodologia devem ser analisados com cautela uma vez que não refletem, necessariamente, as realidades nacionais. Em muitos casos as pesquisas existentes no Brasil não permitiram avaliar os valores apresentados ou a metodologia do IPCC.

Segundo BRASIL (2004), a busca e a coleta de informações nacionais não são adequadas devido ao custo de obtenção e armazenamento de dados e há pouca preocupação institucional com a organização ou fornecimento de informações, principalmente a nível local. Há, ainda, carência de legislação que obrigue as empresas a fornecerem informações, em especial no que diz respeito às emissões de gases do efeito estufa.

As emissões veiculares de gases de efeito estufa foram estimadas, considerando os gases emitidos de forma direta (CO_2 , CH_4) e os de forma indireta (CO , NO_x e compostos orgânicos voláteis não metanos) para o período de 1990 a 1994. Como as emissões variam segundo o modelo do veículo, o ano de fabricação, a potência do motor, o tipo de manutenção dada, as condições de utilização, a quilometragem rodada, e outros, o cálculo preciso exigiria o conhecimento de muitas variáveis. Mesmo utilizando modelagem simples com poucas variáveis, a principal dificuldade observada foi a escassez de informações referentes à frota nacional de veículos leves e sobre a distância média percorrida anualmente por esses veículos. A modelagem escolhida para o cálculo do inventário de emissões de gases de efeito estufa (*IEV*) da frota nacional de veículos leves levou em consideração apenas o número de veículos dessa (*FNC*), a quilometragem média anual percorrida (*Q*) e os fatores médios de emissão (*FE*) de cada subgrupo de veículos da frota. As três variáveis acima foram desagregadas segundo o tipo de combustível (álcool ou gasolina), o tipo de veículo (automóvel ou comercial leve) e o ano de fabricação. Esse modelo pode ser descrito, de forma simplificada pela equação (BRASIL, 2004):

$$IEV = FNC * FE * Q \quad (3.7)$$

A frota nacional circulante foi estimada, no final de cada ano, a partir dos dados de venda de veículos, de conversão de veículos a gasolina para álcool e de álcool para gasolina e de curvas de probabilidade de sucateamento de veículos de cada idade.

Os dados utilizados sobre vendas de veículos novos, por combustível, nos últimos 40 anos foram os disponibilizados pela Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores - ANFAVEA. Na década de 1980 as vendas de veículos a álcool cresceram rapidamente, até absorverem praticamente todo o mercado, e na década de

1990 ocorreu uma drástica redução nas vendas desses veículos. De 1979 a 1981, verificou-se um processo de conversão dos veículos a gasolina para álcool, como consequência do PROÁLCOOL (Programa Nacional do Álcool) que previa vantagens como preços relativamente inferiores para o álcool e para os impostos sobre o álcool e sobre o veículo. De 1988 a 1990 ocorreu uma inversão, veículos a álcool foram convertidos para gasolina refletindo a nova situação onde preços internacionais do petróleo caíram vertiginosamente e a política energética interna deixou de privilegiar os aspectos estratégicos em benefício dos critérios mercadológicos.

Foram utilizadas as curvas de sucateamento para automóveis e veículos comerciais leves propostas pela Petrobrás e ajustadas pelos dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD, de 1988. As curvas de sucateamento para automóveis e veículos comerciais leves são apresentadas no ANEXO A.

Segundo BRASIL (2004), a quilometragem média anual percorrida pelos veículos é um parâmetro básico na determinação das emissões de gases de efeito estufa. Entretanto, não existem, para a frota nacional, séries temporais oficiais para essa variável devendo-se adotar um método para a sua estimativa. Assim, foram utilizadas as estimativas da Petrobrás onde a quilometragem média veicular é função da idade do veículo, do preço do combustível e do nível de renda da população. As quilometragens médias anuais assim estimadas para veículos a gasolina e a álcool são apresentadas no ANEXO B.

Para *CO* e *HC* foram usados os fatores médios de emissão de veículos novos determinados em ensaios padronizados realizados durante o processo de certificação dos veículos e disponibilizados pelo IBAMA (2006). Para os veículos em uso, foram utilizados os fatores de deterioração determinados empiricamente pela USEPA (1985), ou seja, para os veículos nacionais fabricados antes de 1977 foram adotados os *FD* dos modelos fabricados antes 1968 nos Estados Unidos, conforme as equações:

$$FD_{CO} = \frac{78,27 + 2,5y^*}{78,27} \quad (3.8)$$

$$FD_{HC} = \frac{7,25 + 0,18y^*}{7,25} \quad (3.9)$$

Para os veículos fabricados a partir de 1977, inclusive, foram utilizados os fatores de deterioração dos modelos 1968/1969 dos Estados Unidos, calculados pelas equações:

$$FD_{CO} = \frac{56,34 + 2,55y^*}{56,34} \quad (3.10)$$

$$FD_{HC} = \frac{4,43 + 0,25y^*}{4,43} \quad (3.11)$$

nas quais y^* é igual a quilometragem média acumulada dividida por $1,61 \times 10^4$ (fator de conversão de milha para quilômetro).

O valor de FD é limitado quando y^* atinge 6,21, admitindo que a degradação nas condições de emissão dos veículos se estabiliza após os mesmos percorrem 100.000 km, como pode ser verificado na TABELA H1 do ANEXO H.

A metodologia de cálculo das emissões considerou que a emissão total de um determinado gás, para um ano, é igual ao somatório das emissões desse gás pelos veículos produzidos nos 40 anos precedentes e que ainda circulam. Para cada ano de origem do veículo, multiplica-se a frota pela distância média percorrida anualmente e pelo fator médio de emissão da frota em relação ao gás considerado devidamente ajustado para a idade do veículo.

Para os veículos vendidos no próprio ano um ajuste foi feito para que as emissões não fossem superestimadas. Dessa forma a frota do último ano foi multiplicada por um fator 1/2. A emissão total de CO e HC e os respectivos fatores de emissão, calculados posteriormente dividindo-se as emissões pela frota, são apresentados nas TABELAS 3.5 e 3.6, respectivamente.

Os resultados do inventário nacional indicaram que os veículos automotores constituem uma fonte importante e crescente de emissão de gases de efeito estufa. A emissão de CO_2 , mesmo descontadas as emissões dos veículos a álcool e da parcela de álcool misturado a gasolina, foi aumentada de 44% em 4 anos. Esse aumento pode ser atribuído a três fatores: crescimento da frota; melhoria na eficiência de queima (reduz

emissões exceto CO_2), diminuição de carros movidos a álcool, que passou de 37% em 1990 para 35% em 1994.

TABELA 3.5 - Emissões anuais de CO , CH_4 e $NMVOOC$ pela frota nacional de veículos leves 1990-1994 (ton)

	CO	CH_4	$NMVOOC$
1990	5.665.000	6.800	1.095.000
1991	5.657.000	6.900	1.083.000
1992	5.164.000	6.300	982.000
1993	4.813.000	5.900	909.000
1994	4.610.000	5.700	861.000

FONTE – BRASIL, 2004

TABELA 3.6 - Fatores médios de emissão de CO , CH_4 e $NMVOOC$ pela frota nacional de veículos leves 1990-1994 (g/km)

	CO	CH_4	$NMVOOC$
1990	34,7	0,042	6,7
1991	32,0	0,039	6,1
1992	29,0	0,036	5,5
1993	25,4	0,031	4,8
1994	22,1	0,027	4,1

FONTE – (BRASIL, 2004)

Os fatores médios anuais de emissão de CO , CH_4 e $NMVOOC$ da frota brasileira de veículos leves diminuíram em 16%, 19% e 21% respectivamente, apesar do crescimento da frota de cerca de 14%. O aumento da eficiência na queima dos combustíveis implicou em maiores emissões de CO_2 e por outro lado, o aumento da parcela de álcool anidro na mistura da gasolina nacional reduziu o ritmo no aumento das emissões líquidas de CO_2 . Também foram estimadas as emissões evitadas pela frota brasileira de veículos leves a álcool, seja puro na forma de álcool hidratado, seja na forma de álcool anidro misturado a gasolina. As emissões evitadas pelo consumo de etanol foram de aproximadamente 72×10^6 toneladas de CO_2 entre 1990 e 1994.

O documento elaborado por BRASIL (2004) faz parte dos compromissos assumidos junto ao Protocolo de Quioto, que entrou em vigor em 16 de fevereiro de 2005,

mediante acordo assinado por 141 países que se comprometeram a reduzir, em pelo menos 5%, a taxa de emissão de CO_2 em relação às emissões de 1990. Segundo o IBAMA (2004), entre 1990 e 1994, o Brasil foi responsável por 3% das emissões globais de gases causadores do efeito estufa.

Por ser considerado um país em desenvolvimento, apesar de ter ratificado o Protocolo, o Brasil não faz parte do grupo de nações industrializadas que precisam reduzir as emissões de gases de efeito estufa num primeiro momento. Contudo, a divulgação do inventário coloca o país entre as nações em desenvolvimento que mais serão pressionadas até 2013, quando deverá entrar em vigor o segundo período de reduções previsto no Protocolo.

Dentre os compromissos assumidos pelos países que assinaram o Protocolo de Quioto, cabe ressaltar o aumento da eficiência energética em setores relevantes da economia, a pesquisa, a promoção, o desenvolvimento e o aumento do uso de formas novas e renováveis de energia e de tecnologias ambientalmente seguras que sejam avançadas e inovadoras.

Interessante considerar o artigo 12 de Protocolo de Quioto que estabelece o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Esse Mecanismo tem por finalidade reduzir as emissões de gases do efeito estufa e promover o desenvolvimento sustentável em países em desenvolvimento. Eles permitem que países desenvolvidos invistam em projetos de redução de emissões de gases do efeito estufa e que essas reduções sejam abatidas das suas metas, constituindo no que ficou conhecido como créditos de carbono. Por meio do Protocolo, os países desenvolvidos, por serem os maiores responsáveis pelo problema, se comprometeram com metas de redução de emissões de gases de efeito estufa – 5,2% em relação aos níveis de 1990 até 2012.

No Brasil quem valida as atividades, verifica e certifica os projetos de redução de emissão de gases é a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, criada em 1999, vinculada ao Ministério de Ciência e Tecnologia. Em seguida o projeto é encaminhado ao “Executive Board” do Protocolo de Quioto que emite o certificado das emissões reduzidas. Com esse certificado o projeto recebe recursos de acordo com o que reduziu. Cada tonelada de dióxido de carbono não emitida ou retirada da atmosfera

poderá ser adquirida pelo país que tem metas de redução a serem atingidas. Segundo o CREA-MG (2006), em maio de 2006 o valor da tonelada de gás poluente estava em 15 Euros. O MDL é uma proposta do Brasil para viabilizar projetos de redução de emissões em países em desenvolvimento.

3.7.2 Contribuição dos veículos nacionais para a poluição do ar

Para avaliação dos resultados obtidos pelo PROCONVE nos seus vinte anos de implantação a ENVIRONMENTALITY (2006) apresentou para avaliação do Ministério de Meio Ambiente - MMA o modelo do inventário de emissão veicular elaborado com base nas estatísticas disponíveis e ajustada entre si para salvaguardar a coerência entre os dados e tendências. Foram utilizados os dados de frota veicular do Departamento Nacional de Trânsito - DENATRAN e as estatísticas de crescimento de frotas e de vendas de veículos novos da Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores - ANFAVEA. Foram utilizados ainda os fatores médios de emissão de veículos novos obtidos nos processos de certificação ambiental de veículos e motores disponibilizados pelo IBAMA (2006) e, para quilometragem média anual, foram adotadas as estatísticas da CETESB (1994).

Por absoluta falta de dados nacionais sobre a degradação das emissões dos veículos em uso, os fatores de deterioração das emissões para veículos leves utilizados foram os obtidos a partir das estatísticas de sensoriamento remoto realizado em São Paulo, Brasília e Rio de Janeiro (BRANCO e BRANCO 2006). Nesse estudo os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* de veículos em uso foram determinados em unidade de concentração (% v/v e ppm, respectivamente) e comparados com os valores médios anuais de certificação ou homologação de cada ano modelo, em gramas por quilometro, associando-os à idade do veículo. A verificação de consistência foi feita mediante cálculo dos consumos nacionais de combustíveis e seu confronto com os volumes comercializados de acordo com as estatísticas da Agência Nacional do Petróleo - ANP.

Como premissas fundamentais o modelo do inventário considerou as condições vigentes no Brasil e que todas as exigências do CONAMA, já regulamentadas, foram e serão seguidas. Cenários hipotéticos para o futuro foram avaliados baseados no

acompanhamento, com poucos anos de atraso, da evolução dos países desenvolvidos. O modelo considerou também que os dados de frota disponíveis para os estados (1990 a 2003) e para as capitais (2000 a 2003) seguem a mesma tendência da nacional, o que permitiu calcular o inventário nacional de emissões veiculares e, a partir desse, calcular proporcionalmente os valores para as regiões metropolitanas.

Como as estatísticas de frota e de quilometragem anual possuem incertezas significativas e para o cálculo do inventário o que importa é o produto desses parâmetros, o consumo de combustível com base nas emissões foi incluído no inventário para confronto com as estatísticas são disponibilizadas pela ANP. Dessa forma, os cálculos dos inventários locais foram realizados com base nas proporções das demandas locais de combustíveis comparadas à nacional. Esse artifício contorna as diferenças e, dessa forma, obtêm-se resultados mais realistas nas regiões metropolitanas onde cada parâmetro, em geral, não é conhecido individualmente.

A distribuição das idades dos veículos resultou de estatísticas extraídas das medições por sensoriamento remoto e de estudo realizado em São Paulo, com o apoio da Fundação Hewlett para a estimativa das emissões de frotas urbanas.

A análise dos dados de emissão obtidos por sensoriamento remoto identificou que aproximadamente 20% dos veículos, de todas as idades, apresentaram fatores de deterioração várias vezes superiores às médias da mesma idade (caracterizados como adulterado, ou os 20% piores). Segundo a ENVIRONMENTALITY (2006), esse fato sugere que a fiscalização das emissões de veículos em circulação poderá identificar os adulterados e enquadrá-los na média dos demais, caracterizados como os 80% melhores, ou com degradação normal. Com base nessa hipótese, o inventário foi calculado usando as médias ponderadas de todos os fatores de deterioração, considerando 80% com degradação normal e 20% como adulterados.

Como a adição do álcool foi iniciada a partir de 1980 (PROÁLCOOL), o inventário daquele ano foi calculado duas vezes, com e sem adição de álcool, demonstrando a influência positiva desta prática que teve por objetivo a economia de petróleo. Em todos os casos seguintes, os fatores de emissão de todos os veículos a gasolina foram determinados para misturas com 22% de álcool.

No período 1983 a 1989, a introdução dos veículos a álcool produziu modificações importantes no inventário de emissões, visto que os fatores de emissão são inerentemente diferenciados, embora as diferenças se tornem cada vez menores a partir da vigência do PROCONVE.

Os veículos que operam com misturas de álcool e gasolina em qualquer proporção introduziram uma nova variável: como os fatores de emissão variam em função do combustível adotado e, portanto, do mercado de combustíveis, foram adotadas as seguintes premissas: 80% dos veículos utilizariam álcool de 2003 até 2005 e esta porcentagem seria reduzida a 50% em 2006 devido ao aumento do preço do álcool.

Os resultados do inventário nacional realizado pela ENVIRONMENTALITY (2006) mostraram que no início da década de 80, a mistura de álcool à gasolina, reduziu as emissões de *CO* e de *HC* da frota existente de veículos leves em 40% e a produção de veículos a álcool levou a uma significativa redução destas emissões até 1989. Com a crise do PROÁLCOOL, as tendências voltaram a crescer até 1995 quando foram superadas pelas do PROCONVE e as emissões de escapamento de *CO* e *HC* passaram a ser reduzidas paulatina e significativamente.

Os veículos “flexfuel” não afetaram significativamente as tendências de evolução das emissões de *CO* e *HC* pelo escapamento, pois os limites máximos estabelecidos independem do combustível utilizado.

Foi estimada a emissão de *CO*₂ separada em função da sua origem fóssil e renovável, considerando a participação do álcool na matriz energética. Foram também calculados os consumos nacionais de álcool e gasolina a partir das emissões totais, o que permitiu ajustar o modelo de previsão e minimizar os erros estatísticos e as divergências existentes entre as estatísticas de venda de combustíveis e das frotas de veículos.

Da mesma forma que existe uma semelhança entre a composição das frotas locais e a nacional, foi considerado que também os consumos de gasolina e álcool seguem tendências evolutivas semelhantes às respectivas nacionais. Entretanto, devem-se considerar diferenças importantes entre os hábitos locais, como a quilometragem média anual percorrida, velocidade média e outras variáveis ainda desconhecidas estatisticamente, mas que interferem no cálculo das emissões anuais de uma cidade.

Os inventários das seis maiores capitais brasileiras foram obtidos a partir do inventário nacional de cada uma das frotas (gasolina e álcool) ponderadas de acordo com as proporções de demandas de combustíveis. As proporções de consumo de combustíveis e as cargas de poluentes emitidas para essas seis capitais, tomando o ano 2005 como base, são mostradas nas TABELAS 3.7 e 3.8, respectivamente.

TABELA 3.7 - Consumo de combustível das principais capitais brasileiras em relação ao consumo nacional - 2005

Capitais	Gasolina C (%)	Álcool hidratado (%)
São Paulo	10,26	4,74
Rio de Janeiro	3,82	1,66
Curitiba	2,47	0,96
Belo Horizonte	2,43	0,51
Porto Alegre	1,64	0,31
Recife	1,05	0,27

FONTE - ENVIRONMENTALITY, 2006

TABELA 3.8 - Emissões de *CO* e *HC* estimadas para principais capitais brasileiras - 2005

Capitais	<i>CO</i> (ton/ano)	<i>HC</i> (ton/ano)
São Paulo	472.482	84.158
Rio de Janeiro	165.158	30.125
Curitiba	106.969	19.415
Belo Horizonte	96.458	20.421
Porto Alegre	67.842	12.333
Recife	39.618	8.659

FONTE - (ENVIRONMENTALITY, 2006)

As proporções entre os poluentes se mantiveram dentro de limites similares aos nacionais, confirmando que o controle de emissões veiculares é definido por regulamentação Federal. Caso as capitais tivessem implantado seus Programas de Inspeção com severidade que reprovasse 20% da frota, os seus inventários seriam reduzidos às proporções da TABELA 3.9.

TABELA 3.9 - Emissões de *CO* e *HC* estimadas para principais capitais brasileiras caso os Programas de *I/M* tivessem sido implantados - 2005

Capitais	<i>CO</i> (ton/ano)	<i>HC</i> (ton/ano)
São Paulo	273.627	41.573
Rio de Janeiro	94.567	15.788
Curitiba	61.627	9.721
Belo Horizonte	51.029	9.724
Porto Alegre	38.127	6.318
Recife	20.605	4.103

FONTE – (ENVIRONMENTALITY, 2006)

A avaliação das emissões de *CO* e de *HC* apresentadas nas TABELAS 3.8 e 3.9 indica que a implantação de Programas *I/M*, nas seis principais capitais brasileiras, pode reduzir as emissões de *CO* e de *HC* em cerca de 45% e 50%, respectivamente. As reduções das emissões desses poluentes em Belo Horizonte seriam de aproximadamente 47% para *CO* e 52% para *HC*.

3.7.3 Inventários de emissão de fontes móveis em Minas Gerais

Apesar da importância dos inventários de emissões veiculares para o diagnóstico e controle da poluição atmosférica e para embasamento de ações de planejamento ambiental regional, o estado de Minas Gerais acumulou atrasos nessa área. Detentor da segunda maior frota de veículos do País desconhecia a contribuição dessa fonte para deterioração da qualidade do ar até 2001, quando elaborou seu primeiro inventário de emissão veicular (DUTRA, 2001).

A metodologia empregada para estimar as emissões de *CO* e *HC* para a frota de Minas Gerais foi a adotada pela CETESB (1994) para elaboração do inventário de São Paulo. Dado a falta de dados disponíveis específicos para a frota brasileira, os fatores de deterioração das emissões (*FD*) utilizados foram calculados usando as equações empíricas propostas pela USEPA (1985) apresentadas no Item 3.7.1 (EQUAÇÕES 3.9, 3.10, 3.11, 3.12). Esses fatores foram então multiplicados pelos fatores de emissão de veículos novos obtidos nos processos de certificação (IBAMA, 2006). Os resultados dos

cálculos forneceram fatores médios de emissão de poluentes para os veículos em uso de Minas Gerais.

A emissão total de um dado poluente em 2001 foi estimada considerando os 10 anos-modelo anteriores e os veículos com mais de 10 anos de uso englobados em uma só classe, considerada como sendo composta por veículos com fatores de emissão ponderados pela frota ano-modelo. A emissão total foi calculada pela soma dos 11 resultados parciais obtidos atribuindo-se para cada ano-modelo um valor de quilometragem média anual.

Os dados utilizados de quilometragem média anual rodada, por faixa etária dos veículos, foram também os determinados em estudos realizados para a frota de São Paulo. Segundo a CETESB (1994), os veículos mais novos rodam mais e os valores de quilometragem média percorrida tendem a ficar constante a partir de 10 anos de uso do veículo.

A TABELA 3.10 apresenta os fatores médios de emissão de escapamento de *CO* e de *HC* estimados para toda a frota de veículos a álcool e a gasolina de Belo Horizonte.

TABELA 3.10 - Fatores médios de emissão de *CO* e *HC* estimados para toda a frota de Belo Horizonte

Combustível	<i>CO</i> (g/km)	<i>HC</i> (g/km)
Gasolina	9,48	0,96
Álcool	16,70	1,94

FONTE – (DUTRA, 2001)

Ainda em 2001, a FEAM contratou consultoria especializada para dimensionamento de rede otimizada de monitoramento da qualidade do ar e meteorológica para Belo Horizonte. A metodologia adotada demandou a realização de um criterioso inventário das fontes emissoras de poluentes atmosféricos.

Segundo a ECOSOFT (2003), a qualificação e a quantificação das emissões de poluentes das fontes inventariadas constituem-se em subsídio fundamental para

alimentação do modelo matemático de dispersão empregado para determinação do impacto das fontes emissoras na qualidade do ar da região em estudo.

A metodologia utilizada considerou a emissão da frota em circulação através da avaliação de fontes difusas do tipo área, ou seja, vias de tráfego. As vias de maior porte e fluxo de veículos foram selecionadas e investigadas quanto à existência de dados de movimentação de veículos. Dessa forma, para estimativa das emissões pela frota de veículos de Belo Horizonte foram utilizados dados de fluxo de tráfego fornecidos pela BHTRANS. O IEV contemplou 127 fontes difusas do tipo área, ou seja, 127 trechos de vias de tráfego.

As taxas de emissão de monóxido de carbono, compostos orgânicos totais e compostos orgânicos voláteis (compostos orgânicos que volatilizam facilmente à temperatura ambiente) pela frota de veículos leves e pesados de Belo Horizonte são apresentadas na TABELA 3.11.

TABELA 3.11 - Emissão de *CO*, *TOC* e *VOC* pela frota de veículos automotores de Belo Horizonte (kg/h)

<i>NO_x</i>	<i>CO</i>	<i>TOC</i>	<i>VOC</i>
3900,3	18311,9	2094,9	2094,9

FONTE – (ECOSOFT, 2003)

A metodologia de elaboração do *IEV* utilizada pela ECOSOFT (2003) difere das demais apresentadas neste trabalho quanto ao tipo de fonte considerada. Essa metodologia considera as fontes de emissão veicular como sendo fixas, ou seja, vias de tráfego, mas utiliza também os fatores de emissão recomendados pela USEPA.

3.7.4 Fatores de emissão experimentais de veículos em uso de Madri

Segundo PUJADAS (2004), os fatores de emissão teóricos calculados pela metodologia sugerida pela USEPA (1985), são derivados das medidas das emissões de poluentes para ciclos de tráfego específicos que são caracterizados por uma velocidade média que tenta representar uma condição de tráfego real – ciclo padrão. A validade desse ciclo foi

questionada por não incluir condições mais específicas, como trânsito urbano em fluxo livre e congestionado.

Fatores de emissão experimentais foram comparados aos fatores de emissão calculados para 100 veículos leves, em marcha lenta, da frota de Madri. A metodologia considerou que a emissão avaliada em marcha lenta (em g/h) é a mesma que a de tráfego em baixas velocidades. Dessa forma, fatores de emissão teóricos em g/km foram multiplicados pela velocidade média que representa o ciclo de tráfego padrão que contém a maioria do tempo em marcha lenta (5 ou 10 km/h dependendo da tecnologia do veículo), obtendo assim fatores de emissão teóricos em marcha lenta, em g/h.

Os fatores de emissão experimentais de *CO* foram obtidos pela medição da concentração do gás e do fluxo de exaustão de cada veículo individual. As medições foram feitas na temperatura de trabalho do motor, com os veículos parados, em intervalo mínimo de 10 minutos.

Fatores de emissão de *CO* experimentais e teóricos, em marcha lenta, de 79 automóveis a gasolina foram analisados por faixa de ano de fabricação, definidas segundo as metas de redução das emissões estabelecidas para a Europa. Os resultados indicaram que, em geral, os fatores de emissão de *CO* teóricos foram mais baixos do que os experimentais, com um fator de desvio maior que o dobro, para todas as categorias. Foram observadas também a existência de grande dispersão dos dados experimentais, nas diferentes categorias de veículos, e a presença significativa de veículos com fatores de emissão de *CO* muito elevados.

A detecção de veículos altamente emissores questiona a eficiência dos Programas de I/M na Espanha e sugere a necessidade de desenvolvimento de procedimentos de testes que assegurem a detecção desses veículos.

Os resultados mostraram um desvio considerável entre as emissões *CO* calculadas para os veículos em marcha lenta e os valores experimentais. A emissão de *CO* calculada foi, em geral, subestimada. Estas conclusões indicam que determinados inventários de emissão europeus não são bastante representativos, especialmente nas cidades grandes onde as velocidades médias são muito baixas durante períodos de tempo significativos, a exemplo de Madri.

De acordo com PUJADAS (2004), a presença de veículos “emissores extremos”, não considerada nos cálculos dos fatores de emissão teóricos, pode ter efeitos significativos na qualidade dos modelos de emissão que podem estar subestimando consideravelmente as reais emissões de tráfego. Conseqüentemente, apesar da dificuldade inerente, algum tipo de fator de correção deve ser projetado para representar as emissões reais do veículo a fim melhorar os inventários usados em diferentes aplicações.

3.7.5 Emissão veicular na Zona Metropolitana do Vale do México

O problema da contaminação atmosférica da Zona Metropolitana do Valle do México (ZMVM), embora agravado por características fisiográficas e climáticas próprias, é causado, principalmente, pelas emissões de poluentes. Para enfrentar o problema dos altos níveis de contaminação que ocorrem em alguns dias do ano, em particular no inverno, as autoridades ambientais têm desenvolvido inventários de emissões para conhecer a origem da poluição e implementar medidas de mitigação (RENTARÍA, 2004).

A metodologia utilizada para estimar as emissões da frota veicular recomenda a utilização de fatores de emissão aplicados aos dados de atividade, que no caso dos veículos automotores são os quilômetros rodados. Os fatores utilizados para estimar as emissões de *HC* e *CO* foram obtidos de diversas fontes tais como:

- Fatores de emissão experimentais para alguns tipos de veículos a gasolina disponibilizados pelo Instituto Mexicano do Petróleo;
- Modelos MOBILE5-México desenvolvidos pela USEPA;
- Greenhouse Gas Inventory Reference Manual Vol. 3, desenvolvido pelo IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) de onde foram extraídos os fatores de emissão para GLP e GNV.

A quilometragem média percorrida para cada tipo de veículo foi calculada com base na estimativa dos quilômetros rodados por dia e número de dias que circulam ao ano. Para os automóveis particulares, a quilometragem rodada foi obtida de acordo com leituras dos hodômetros reportadas na base de dados do Programa de Inspeção Veicular correspondente ao primeiro semestre de 2001 do Distrito Federal. O QUADRO 3.3 apresenta a quilometragem média semanal rodada por tipo de veículo.

QUADRO 3.3 - Quilometragem média diária rodada por tipo de veículo do Distrito Federal do México

Tipo de veículo	km/dia
Automóvel particular	100
Táxi	200
Komb	200
Pick-up	100

FONTE – (RENTARÍA, 2004)

O cálculo das emissões veiculares na ZMVM considerou os dados de caracterização da frota, os fatores de emissão e as quilometragens médias anuais percorridas. Segundo RENTARÍA (2004), para melhorar o desenvolvimento dos inventários é necessário, além da realização de estudos para caracterizar os níveis de atividade da frota veicular (quilometragem média anual percorrida), contar com o apoio de recursos econômicos e humanos para continuar com o processo de obtenção de fatores de emissão locais. Em uma fase posterior fortalecer a estimativa das emissões com estudos que permitam identificar os horários e locais onde são geradas, considerando as atividades cotidianas.

3.7.6 Fatores de emissão de fontes móveis da USEPA

Para cálculo do inventário de emissão veicular nos Estados Unidos são utilizados os modelos para obtenção de fatores de emissão desenvolvidos pela USEPA (2003). O Modelo de Fator de Emissão de Fontes Móveis (MOBILE6) é um programa, em linguagem Fortran, que fornece a estimativa atual e futura das emissões de *HC*, *CO* e outros poluentes atmosféricos para veículos a gasolina, diesel, gás natural e elétrico.

As estimativas de emissão do MOBILE6 dependem de várias condições tais como temperatura ambiente, velocidade de curso, modalidade de operação (tráfego ou marcha lenta), volatilidade do combustível e taxas de acumulação de quilometragem percorrida. Muitas variáveis que afetam as emissões do veículo devem ser especificadas pelo usuário. O Modelo estima os fatores de emissão para qualquer ano do calendário entre 1952 e 2050. Os veículos fabricados nos 25 anos mais recentes são considerados em uso a cada ano calendário.

A última versão do MOBILE6 (USEPA, 2003) incorporou informações atualizadas sobre taxas básicas da emissão, padrões de direção mais realistas, separação das emissões de “partida” e de “tráfego”, melhoria dos fatores de correção e mudanças na composição da frota. Também incluiu impactos dos novos regulamentos promulgados e fornece aos usuários opções mais sofisticadas para estimativa de fatores da emissão em épocas e localizações geográficas específicas.

Taxas básicas de emissão são obtidas pelo MOBILE6 a partir de testes conduzidos sob condições padrões de temperatura, combustível, ciclo de tráfego. Taxas de emissão futuras assumem um padrão de deterioração com o tempo baseado também em resultados de testes de emissão padronizados.

3.8 Técnicas de obtenção e de análise de dados

O estudo de determinadas características de uma população, de acordo com o seguimento temporal, pode ser classificado como longitudinal ou transversal. O estudo longitudinal pressupõe que cada unidade de investigação é observada em mais que uma ocasião, enquanto que no estudo transversal ocorre apenas uma observação para cada unidade.

Conforme HALLAL (2006), um estudo transversal visa caracterizar um determinado aspecto de uma população em um dado momento, enquanto que um estudo longitudinal caracteriza a transformação de fenômenos ao longo do tempo. No estudo transversal causas e efeitos são detectados simultaneamente e a análise dos dados permite investigar a associação entre eles. São estudos que, ao não considerarem um delineamento temporal das exposições, apresentam uma natural limitação causal entre fatores de exposição e efeitos. No entanto, têm a vantagem de serem mais econômicos comparativamente aos estudos longitudinais, dada a sua maior rapidez de implementação, sendo extremamente adequados em termos exploratórios quando existe pouco conhecimento sobre o parâmetro em estudo. No estudo longitudinal as unidades amostrais são acompanhadas ao longo do tempo e periodicamente são investigadas por pesquisadores que vão agrupando as informações. Para que um estudo seja considerado

longitudinal, no mínimo duas investigações devem ser feitas com a população em estudo.

3.8.1 Amostras probabilísticas

Em uma pesquisa por amostragem os resultados estão sempre sujeitos a incertezas, não só porque foi estudada apenas parte da população, mas também em decorrência de erros de mensuração. Dessa forma, é importante especificar o grau de precisão exigido, ou seja, o valor do erro que pode ser tolerado nas estimativas.

Uma boa amostra permite a generalização de seus resultados dentro de limites aceitáveis e diante da dificuldade em se definir o que é uma amostra representativa é preferível trabalhar com o conceito de amostra probabilística. Na amostragem probabilística cada possível amostra tem uma probabilidade conhecida, a priori, de ocorrer e, assim, tem-se toda a teoria de probabilidade e a inferência estatística para dar suporte às conclusões (BOLFARINE, 2005).

Dentre a grande variedade de planos de amostragem probabilística podem-se citar a Amostragem Aleatória Simples, a Amostragem Estratificada, a Amostragem Sistemática e a Amostragem por Conglomerado.

Na *Amostragem Aleatória Simples (AAS)* todas as unidades da população têm a mesma probabilidade de serem escolhidas para compor a amostra. Esse processo, conforme FARIAS (2003), tem como vantagem o fato de não ser necessária muita informação sobre a população em estudo, comparativamente a outras técnicas de amostragem, entretanto deve ser utilizado apenas quando a população é homogênea.

Segundo COCHRAN (1977), na AAS as unidades da amostra são escolhidas uma a uma. As unidades da população são numeradas de 1 a N e em seguida são escolhidos, em uma tabela de números aleatórios, n números compreendidos entre 1 e N . As unidades correspondentes aos n números assim definidos constituem a amostra.

Introduzindo-se o critério de reposição ou não da unidade sorteada antes do sorteio seguinte obtém-se uma primeira dicotomia desse plano: Amostragem Aleatória Simples

sem ou com reposição (AASs e AASc). Do ponto de vista prático, dever-se-ia usar sempre amostragem sem reposição, pois não estaria sendo incorporada nova informação se uma mesma unidade fosse sorteada novamente. O plano AAS é o mais simples deles, serve como base para muitos outros, além de ser o usualmente utilizado nos livros de inferência estatística (BOLFARINE, 2005).

As técnicas de *Amostragem Estratificada* são utilizadas quando a população é heterogênea e é possível identificar grupos ou sub-populações cujos parâmetros de interesse sejam homogêneas dentro de cada um deles. Segundo SCHEAFFER (1990) a estratificação é essencial na estimativa de parâmetros de populações cujas unidades apresentem grande heterogeneidade no que se refere às variáveis em estudo. Assim, uma maior precisão pode ser obtida através da partição dos N elementos populacionais em H grupos ou estratos de forma que haja homogeneidade entre as unidades dos estratos formados.

Quando as unidades da população podem ser divididas em grupos não superpostos e mais homogêneos em relação às características que se quer medir, é mais fácil e mais eficiente escolher, independentemente, uma amostra aleatória simples dentro de cada um desses grupos ou estratos. O mais comum, conforme FARIAS (2003), é utilizar a Amostragem Estratificada proporcional que consiste em selecionar as unidades da amostra entre os vários estratos em número proporcional ao tamanho de cada um deles.

Na *Amostragem Sistemática*, supondo que as unidades da população sejam numeradas de 1 a N , em alguma ordem, para selecionar uma amostra de n unidades toma-se uma unidade aleatória das primeiras k unidades e todas as k -ésimas unidades posteriores. Por exemplo, se k é 15 e se a primeira unidade retirada é o número 13, as unidades subseqüentes são os números 28, 43, 58 e assim por diante (COCHRAN, 1977).

A amostragem sistemática pode ser usada quando a lista de todas as unidades da população é conhecida e, muitas vezes, é preferida à amostragem aleatória simples porque é mais fácil de executar, em particular em trabalhos de campo. Intuitivamente a Amostragem Sistemática pode ser considerada mais precisa que a Amostragem Aleatória Simples, uma vez que ela estratifica a população em estratos que consiste da primeira k unidade, a segunda k unidade e assim por diante, sendo, portanto, tão precisa

quanto uma amostra aleatória estratificada com uma unidade por estrato (FARIAS, 2003).

Na *Amostragem por Conglomerado* cada unidade de amostragem é um grupo, ou conglomerado de elementos. Nesses processos de amostragem o primeiro passo é especificar conglomerados apropriados, que idealmente são heterogêneos internamente e semelhantes entre si. A seleção de um pequeno número de conglomerados, com um grande número de elementos, é suficiente para representar a população. Tanto no caso da amostragem estratificada como no caso da amostragem por conglomerado, a população deve estar dividida em grupos. Na estratificada, entretanto, seleciona-se uma amostra aleatória simples dentro de cada grupo (estrato), enquanto na amostragem por conglomerado selecionam-se amostras aleatórias simples de grupos, e todas as unidades do grupo (conglomerado) selecionado farão parte da amostra.

A seguir são apresentadas apenas as equações que foram utilizadas para estimar a média e a variância dos fatores de emissão de *CO* e de *HC*, experimentais, para a população e para cada estrato para amostragem estratificada e AAS sem reposição, uma vez que as demais não foram utilizadas nesta pesquisa. Optou-se pela AAS sem reposição considerando que a população de cada estrato é mais homogênea que a população total e que uma nova informação não seria incorporada caso um mesmo veículo fosse analisado novamente.

Segundo SCHEAFFER (1990), para uma amostra estratificada cujas unidades amostrais de cada estrato foram selecionadas por AAS sem reposição, a média populacional (μ) é estimada por \bar{y}_{st} , de acordo com a equação:

$$\bar{y}_{st} = \sum_{h=1}^L W_h \bar{y}_h \quad (3.12)$$

na qual \bar{y}_h é o estimador da média da população por estrato h (μ_h), L é o número de estratos e W_h é o peso de cada estrato. Esse último calculado pela equação.

$$W_h = \frac{N_h}{N} \quad (3.13)$$

sendo N_h a população do estrato e N a população total.

A variância estimada para o estimador da média populacional ($V(\bar{y}_{st})$) é dada por:

$$V(\bar{y}_{st}) = \sum_{h=1}^L W_h^2 V(\bar{y}_h) \quad (3.14)$$

na qual $V(\bar{y}_h)$ é a variância estimada para a média amostral do estrato.

A variância estimada para a média amostral de cada estrato $V(\bar{y}_h)$ é calculada pela equação:

$$V(\bar{y}_h) = \frac{s_h^2}{n_h} \left(\frac{N_h - n_h}{N_h} \right) \quad (3.15)$$

sendo n_h o número de unidades da amostra de cada estrato h e s_h^2 a variância amostral do estrato.

A variância amostral de cada estrato é calculada pela equação:

$$s_h^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \bar{y}_h)^2}{n_h - 1} \quad (3.16)$$

Em algumas situações as variáveis são passíveis de estratificação, mas o estrato a qual pertence determinada unidade amostral só é conhecido depois que a amostra é selecionada. De acordo com SCHEAFFER (1990) e COCHRAN (1977) essas considerações são abordadas pela técnica de *Amostragem Pós-Estratificada*.

A pós-estratificação aparece com grande frequência em situações nas quais os estratos populacionais são determinados após a coleta da amostra de n unidades amostrais. Nesse caso, os tamanhos amostrais dos estratos (n_h) deixam de ser fixos e passam a ser variáveis aleatórias. Devido a esse fato, correções são necessárias no cálculo das

estimativas das variâncias dos estimadores dos parâmetros populacionais. O tamanho de cada estrato (N_h) pode ser obtido com boa precisão de estatísticas oficiais, mas a unidade amostral somente pode ser classificada no estrato após o conhecimento dos dados da amostra.

Considerando que os pesos dos estratos (W_h) são conhecidos, o estimador da média populacional de uma amostra pós-estratificada (\bar{y}_{pst}) é calculado da mesma forma que para a amostragem estratificada (EQUAÇÃO 3.12), mas a variância desse estimador deve considerar a aleatoriedade dos tamanhos dos estratos (n_h). Dessa forma, à equação da variância da média populacional para a amostra estratificada (EQUAÇÃO 3.15) deve ser acrescido um fator de correção. A variância do estimador da média populacional para uma amostra pós-estratificada é, portanto, calculada pela equação:

$$V(\bar{y}_{pst}) = \frac{N-n}{Nn} \sum_{h=1}^L W_h s_h^2 + \frac{1}{n^2} \sum_{h=1}^L (1-W_h) s_h^2 \quad (3.17)$$

na qual $V(\bar{y}_{pst})$ é a variância do estimador da média populacional de uma amostra pós-estratificada.

O primeiro termo do segundo membro da EQUAÇÃO 3.17 é o valor da variância da média dos valores observados para uma amostra estratificada (número fixo de unidades amostrais por estrato) e o segundo é o aumento da variância em função da pós-estratificação (número variável de unidades amostrais por estrato). Pode-se verificar que o 2º termo da equação diminui com o aumento do tamanho da amostra (n).

Sendo \bar{y}_h o estimador da média amostral por estrato h (μ_h) para a amostra pós-estratificada, a variância de \bar{y}_h é calculada, da mesma forma que para amostra estratificada, usando a EQUAÇÃO 3.15. Segundo COCHRAN (1977), se \bar{y}_h é uma estimativa amostral sem tendência, então \bar{y}_{pst} é uma estimativa sem tendência do valor médio da população μ e isso não se restringe à amostragem aleatória estratificada, ou seja, a amostra de um estrato qualquer não precisa ser uma amostra aleatória simples.

O processo de pós-estratificação é quase tão preciso quanto o da amostragem proporcional estratificada para amostras com mais de 20 unidades amostrais em cada estrato e desde que os efeitos dos erros existentes nos pesos de cada estrato possam ser desprezados. Com relação a esta pesquisa, a primeira condição foi atendida, pois foram analisados mais de 20 veículos em cada estrato. Quanto aos erros nos pesos dos estratos que poderiam ser originados da utilização de bases de dados desatualizadas, não se aplica a esta pesquisa, pois a base de dados dos veículos registrados em Belo Horizonte foi disponibilizada pelo DETRAN/MG em agosto de 2005 (DETRAN/MG, 2005).

3.8.2 Tamanho amostral

Segundo SHEAFFER (1990), para se definir o tamanho da amostra a ser selecionada da população em estudo usando a técnica de amostragem aleatória simples deve-se especificar o grau de exatidão desejado. O número de observações necessárias para estimar a média da população (n) com uma faixa de erro de estimação B é encontrado para a configuração de 1,96 desvios padrão do estimador da média da população (\bar{y}) igual a B e solucionando esta expressão para n . Ou seja, deve-se solucionar a equação:

$$1,96\sqrt{V(\bar{y})} = B \quad (3.18)$$

sendo $V(\bar{y})$ a variância do estimador da média da população (μ) e B o erro de estimação.

Como a $V(\bar{y})$ é dada por σ^2/n multiplicado por um fator de correção para população finita igual a $(N-n)/(N-1)$ tem-se que:

$$V(\bar{y}) = \frac{\sigma^2}{n} \left(\frac{N-n}{N-1} \right) \quad (3.19)$$

sendo σ^2 a variância da média da população (μ), n o tamanho da amostra e N o número total de unidades da população.

Substituindo a EQUAÇÃO 3.19 na EQUAÇÃO 3.18 obtém-se a equação:

$$1,96\sqrt{\frac{\sigma^2}{n}\left(\frac{N-n}{N-1}\right)} = B \quad (3.20)$$

Solucionando a EQUAÇÃO 3.20 para n chega-se a equação para cálculo do tamanho da amostra necessário para estimar a média da população (μ) com erro de estimação B :

$$n = \frac{N\sigma^2}{(N-1)(B/1,96)^2 + \sigma^2} \quad (3.21)$$

O intervalo de confiança para a média da população (μ), com 95% de confiança, é então definido utilizando a EQUAÇÃO 3.20 e pode ser representado por:

$$\left(\bar{y} - 1,96\sqrt{\frac{s^2}{n}\left(\frac{N-n}{N-1}\right)}; \bar{y} + 1,96\sqrt{\frac{s^2}{n}\left(\frac{N-n}{N-1}\right)} \right) \quad (3.22)$$

na qual s^2 é a variância amostral.

A interpretação da EQUAÇÃO 3.22 para o intervalo de confiança está baseada no fato de que, se forem observadas 100 AAS e forem construídos 100 intervalos de confiança baseados nessas amostras, então, aproximadamente 95% dos intervalos devem conter a média da população (μ) (BOLFARINE, 2005).

3.8.3 Números índices

Números índices ou *índices* permitem comparar o valor de uma variável, em um dado momento, com seu valor em uma época de referência. Segundo TRIOLA (1999), um índice é obtido dividindo-se o valor atual pelo valor base ou de referência. São medidas estatísticas freqüentemente usadas por administradores, economistas e engenheiros, para comparar grupos de variáveis relacionadas entre si. É uma ferramenta muito utilizada em econometria.

De acordo com LOPES (2002), *índices* são sempre úteis para análises comparativas e são normalmente expressos em termos percentuais. Os *índices* mais empregados

medem, em geral, variações ao longo do tempo onde o ano considerado base corresponde ao *índice* 1 (um) e os demais apresentam valores próximos de 1 (um).

Índices podem ser usados com o propósito de comparar variáveis que apresentam unidades distintas e/ou que evoluem em proporções não uniformes. Mais que isto, objetiva sintetizar, em um ou em alguns poucos números, a evolução de diversas informações. Objetivamente, a construção de um *índice* deve ser sustentada por dois pilares: uma formulação teórica adequada para o fenômeno que se quer analisar, e sua aplicação à realidade e conseqüente avaliação empírica tendo em vista o cumprimento, ou não, dos objetivos previamente determinados.

3.8.4 Análise de séries temporais

Uma característica importante das séries temporais é que as observações vizinhas são dependentes e o interesse é analisar e modelar esta dependência. Em muitos problemas, duas ou mais variáveis estão inerentemente relacionadas, sendo necessário explorar a natureza dessa relação (FARIAS, 2003).

Uma das técnicas estatísticas utilizadas para modelar e investigar as relações entre duas ou mais variáveis é a análise de regressão. Entretanto o modelo de regressão só pode ser aplicado para variáveis explicativas cujas observações sejam independentes entre si.

As técnicas de suavização exponencial são amplamente utilizadas no mundo. São fáceis de usar, surpreendentemente precisas e fáceis de entender conceitualmente. Em comparação com outros métodos, essas técnicas requerem um menor número de observações passadas para ajustar o modelo.

O nome suavização provém do fato de que a série, depois de reduzida a seus componentes estruturais, terá menor número de variações brutas, mostrando um comportamento mais suave. O termo “exponencial” aparece porque os processos de suavização envolvem médias aritméticas ponderadas, em que os pesos decrescem exponencialmente à medida que se avança no passado (FARIAS, 2003).

Uma das expressões mais utilizadas para representar o passado da série temporal e que representa os diversos elementos que influenciam a variável que está sendo estimada é dada pela equação:

$$Y_t = T_t + S_t + R_t \quad (3.23)$$

sendo Y a variável estudada, T a tendência da variável ao longo do tempo, S as variações sazonais dentro da tendência e R as variações residuais ou remanescentes. O sub-índice t , representa o intervalo de tempo em que as variáveis são analisadas.

Quando os dados apresentam flutuações irregulares ao redor de uma constante ou mudam lentamente de nível, o método de suavização exponencial simples com uma componente exclusiva é o adequado. O método de suavização exponencial simples é impróprio quando os dados apresentam tendência ou sazonalidade (MORETTIN, 2006).

De acordo com LOPES (2002), no método de suavização exponencial simples a previsão é obtida com base na previsão anterior. A mesma, por sua vez, é ajustada mediante a utilização do erro cometido, ou seja, diferença entre o previsto e o observado. A parcela do erro é corrigida por um coeficiente de ponderação *alfa* (α) que pode variar de 0 a 1. A nova previsão é simplesmente o somatório da previsão antiga com o ajuste para o erro ocorrido na última previsão, conforme representado pela equação:

$$F_{t+1} = F_t + \alpha(Y_t - F_t) \quad (3.24)$$

na qual F_{t+1} é a previsão para o período $t+1$, F_t é a previsão para o período t , α é o coeficiente de ponderação e Y_t é o valor observado para o período t .

A EQUAÇÃO 3.24 pode ser reescrita da seguinte forma:

$$F_{t+1} = \alpha Y_t + (1 - \alpha) F_t \quad (3.25)$$

Na EQUAÇÃO 3.25, a previsão F_{t+1} é baseada na ponderação da mais recente observação (Y_t), mediante o uso da constante de suavização ou coeficiente de

ponderação (α), e na ponderação da mais recente previsão (F_t) com $(1 - \alpha)$. A EQUAÇÃO 3.25 é considerada a forma geral para se representar o método de suavização exponencial simples.

A técnica de suavização exponencial simples aplicada a uma série que apresenta tendência linear positiva ou negativa, fornece previsões que subestimam (ou superestimam) continuamente os valores reais. Para evitar esse erro sistemático uma das técnicas aplicáveis é a suavização exponencial de Holt, com dois parâmetros, que assume que o passado da série apresenta flutuações sobre um nível que está mudando com alguma constante ou está acumulando lentamente uma tendência linear. Essa técnica é similar à suavização exponencial simples; a diferença é que além de suavizar o nível utiliza mais uma constante de suavização para “modelar” a tendência da série. A previsão pelo método de alisamento exponencial de Holt é obtida através de duas constantes de suavização (α e δ) e das equações:

$$L_t = \alpha Y_t + (1 - \alpha)(L_{t-1} + T_{t-1}) \quad (3.26)$$

$$T_t = \delta(L_t - L_{t-1}) + (1 - \delta)T_{t-1} \quad (3.27)$$

$$F_{t+m} = L_t + mT_t \quad (3.28)$$

sendo Y_t o valor observado para o período t ; L_t e T_t as estimativas do nível e da tendência da série temporal para o tempo t , α e δ as constantes de suavização e F_{t+m} é a previsão para m períodos a frente.

As EQUAÇÕES 3.26 e 3.27 modificam estimativas prévias quando uma nova observação é obtida. A previsão é obtida pela EQUAÇÃO 3.28 que adiciona ao valor da estimativa do nível da série no tempo t (L_t) a tendência (T_t) multiplicada pelo número de passos a frente (m). Assumindo que no final do período $t-1$, tem-se a estimativa de L_{t-1} e T_{t-1} , bem como uma nova observação Y_t no instante t , é possível calcular a previsão (suavização de Y_t no instante de tempo t ($F_{[t-1]+1} = L_{t-1} + T_{t-1}$)).

O procedimento de determinação das constantes é semelhante ao da suavização exponencial simples, no qual escolhe-se o valor de α que torne mínima a soma dos erros quadráticos de previsão. Para determinação das constantes para a suavização exponencial de Holt escolhe-se o valor do vetor (α, δ) que torne mínima a soma dos erros quadráticos de previsão.

A Técnica de Suavização Exponencial de Winters estende a técnica de Holt usando um índice de alisamento sazonal multiplicativo ou sazonal aditivo para responder pela sazonalidade. Esse é o método que se deve usar quando o passado da série apresenta um componente sazonal, que pode ser multiplicativo ou aditivo. Cada técnica usa equações recursivas para obter valores suavizados para cada componente do modelo. Assim a Suavização Exponencial Simples usa uma equação (nível), a Suavização Exponencial de Holt usa duas equações (nível e tendência) e a Suavização Exponencial de Winters usa três equações (nível, tendência e sazonalidade). Cada equação usa uma constante de suavização. Por exemplo, se o modelo inclui uma tendência, ela é prevista linearmente no futuro ou é prevista como uma componente exponencial.

A dificuldade de utilização dos métodos de suavização exponencial está em determinar os valores mais apropriados para as constantes de suavização. A constante α controla o peso relativo da observação recente. Quando $\alpha = 1$, a observação mais recente é usada exclusivamente. Quando $\alpha = 0$, observações antigas contam tanto quanto as observações mais recentes. A constante de suavização δ controla o peso relativo dado às observações mais recentes em estimar a tendência da série. Valores maiores de δ dão mais peso aos valores recentes, enquanto valores pequenos dão mais peso aos valores mais antigos. Essa constante (δ) é usada somente para modelos de suavização exponencial com tendência linear ou exponencial ou tendência “Damped” e nenhum componente sazonal.

A série suavizada pode ficar instável ou fora de controle pela escolha das constantes de suavização. Por exemplo, se $\alpha > 1$ o efeito de uma previsão errada crescerá com o passar do tempo em vez de desaparecer. Dessa forma é requerido que cada constante de suavização esteja no intervalo entre 0 e 1.

Muitos softwares implementaram estes métodos de suavização permitindo que os usuários fixem os valores para as constantes de alisamento ou possuem um programa que procura de forma iterativa a menor soma dos erros de previsão ao quadrado.

4 METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida em duas etapas: sendo uma experimental e a outra teórica. A primeira constou da medição das concentrações de *CO* e de *HC* no gás de escapamento de uma amostra representativa dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte e do levantamento em campo de dados de quilometragem percorrida por esses veículos. Na segunda, os dados experimentais foram analisados com a finalidade de determinar os fatores de deterioração dos veículos, quanto às emissões de *CO* e de *HC*, devido ao tempo de uso. Nessa etapa foram também determinados os dados de quilometragem média anual percorrida em função da idade dos veículos em estudo.

4.1 Metodologia experimental

Os veículos leves do ciclo Otto foram selecionados para o desenvolvimento desta pesquisa por serem a grande maioria em circulação nos centros urbanos. Em Belo Horizonte, em 2006, essa frota era de mais de 700.000 veículos, o correspondente a aproximadamente 83% da frota em circulação. A evolução da frota de Belo Horizonte para o período de 1999 a 2006, por tipo de veículo, é apresentada no GRÁFICO 4.1.

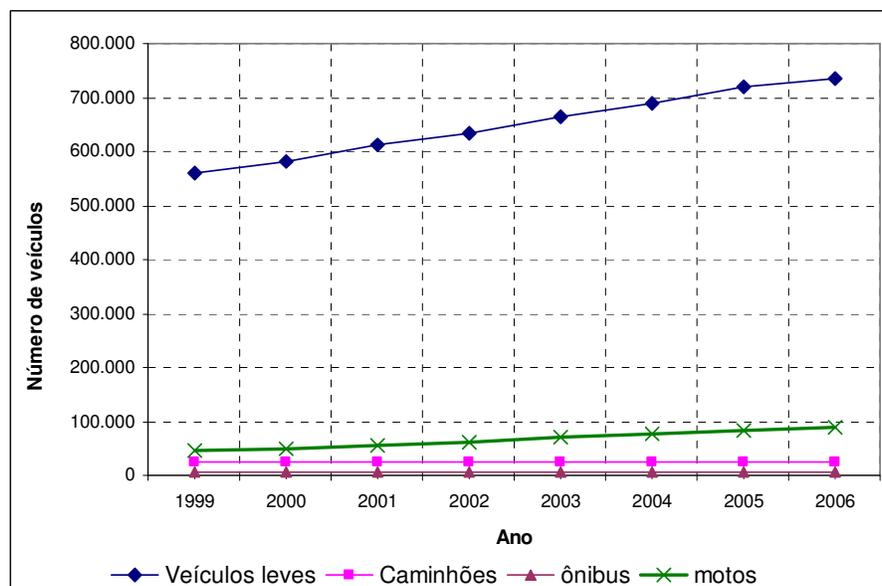


GRÁFICO 4.1 - Evolução da frota de veículos automotores de Belo Horizonte

FONTE: (DETRAN/MG, 2006)

No GRÁFICO 4.1 destaca-se a maioria absoluta dos veículos leves (quatro rodas) seguida pela frota de motocicletas que, devido às atuais necessidades de agilidade no trânsito e também de economia de combustíveis, vem crescendo significativamente, representando, em 2006, 10% dos veículos de Belo Horizonte. Os veículos de transporte coletivo (ônibus e microônibus) correspondem a cerca de 1% da frota. A evolução dessa categoria de veículo, de 1999 a 2006, foi de apenas 8%. A frota de caminhões, com menos de 3% da frota total em 2006, apresentou um índice de crescimento de cerca de 6% no período.

4.1.1 Planejamento amostral para medição das emissões de *CO* e *HC*

O planejamento amostral baseou-se na técnica de amostragem estratificada, uma vez que as emissões de *CO* e de *HC* são heterogêneas em função do ano de fabricação dos veículos. Portanto, os estratos foram formados por veículos agrupados por faixas de ano de fabricação. Essas faixas foram definidas em função das fases de implantação de limites de emissão mais restritivos para os veículos novos definidas pelo PROCONVE (CONAMA, 1986 e CONAMA, 2002). Dessa forma, procurou-se dividir os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte em estratos mais homogêneos em relação às variáveis em estudo: fatores de emissão de *CO* e de *HC*. De acordo com a TABELA 3.1, o primeiro grupo foi formado pelos veículos fabricados até 1988 para os quais não houve qualquer exigência de controle das emissões de *CO* e de *HC*. Os demais foram formados pelos veículos fabricados nos períodos de 1989 a 1991, 1992 a 1996 e 1997 a 2004, considerando, para cada grupo, os mesmos limites máximos de emissão de *CO* e de *HC* exigidos para os veículos novos, ou seja, uma mesma fase de desenvolvimento tecnológico. Para cada estrato assim definido utilizou-se, de forma aproximada, o método de Amostragem Aleatória Simples (AAS) sem reposição para o cálculo do tamanho da amostra.

Para que fosse utilizada efetivamente a técnica de amostragem aleatória simples seria necessário ter acesso à listagem de todos os veículos leves do ciclo Otto licenciados em Belo Horizonte, com os respectivos endereços dos proprietários, dados esses considerados sigilosos pelo DETRAN/MG. De posse dessas informações os veículos seriam selecionados utilizando uma tabela de números aleatórios e seriam então buscados em seus endereços. Para os veículos que foram analisados mais de uma vez,

foram considerados apenas os resultados da medição mais recente, ou seja, amostragem sem reposição.

O tamanho da amostra foi calculado considerando, para cada estrato (h), população normalmente distribuída, nível de confiança de 95% e erro de estimação B_h . Dessa forma, a média da amostra (\bar{y}) se distribui normalmente de um e outro lado da média da população (μ), e, portanto, \bar{y} deve estar dentro dos limites de $\mu \pm 1,96 \sigma_{\bar{y}}$, para 1 possibilidade em 20. A EQUAÇÃO 3.21, proposta por SCHEAFFER [1990], página 69, foi utilizada para o cálculo do tamanho da amostra para cada estrato definido por faixa de ano de fabricação dos veículos, podendo ser escrita na forma:

$$n_h = \frac{N_h s_{\bar{y}_h}^2}{(N_h - 1)(B_h / 1,96)^2 + s_{\bar{y}_h}^2} \quad (4.1)$$

na qual N_h é o número de veículos leves do ciclo Otto da frota de Belo Horizonte por estrato, n_h é o número de veículos da amostra por estrato, $s_{\bar{y}_h}^2$ é a variância da média para cada estrato da amostra sendo calculada pela EQUAÇÃO 3.16.

O tamanho total da amostra (n) foi obtido a partir da soma dos veículos calculados para cada estrato (n_h), conforme a equação:

$$n = \sum_{h=1}^n n_h \quad (4.2)$$

A partir da análise das médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos resultados das 15 primeiras medições, para cada estrato, foram definidos os erros de estimação (B_h) iguais aos correspondentes a 25% dos limites de máximo de emissão estabelecidos pelo CONAMA (1993) para fiscalização de veículos em uso (TABELA 3.4).

Assim, para os estratos dos veículos fabricados de 1994 a 1996, com limite máximo permitido de emissão de CO de 3% v/v, o erro de estimação foi de 0,75% v/v e para os estratos dos veículos fabricados de 1997 a 2004, com limite máximo permitido para CO de 1% v/v, foi de 0,25% v/v. O tamanho de cada estrato populacional foi

disponibilizado pelo DETRAN/MG (2005), mas somente durante a realização das medições as unidades amostrais, selecionadas aleatoriamente nas vias públicas de Belo Horizonte, foram classificadas dentro dos estratos. A amostra foi, portanto, pós-estratificada.

4.1.2 Medição das emissões de *CO* e de *HC*

Para medição das concentrações de *CO* e de *HC* no escapamento dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte foram montadas duas unidades de medição, sendo uma Fixa e outra Móvel, cada uma delas equipada com analisador de gases, sensor de rotação e de temperatura do motor, microcomputador e impressora. A Unidade Fixa foi instalada no Laboratório de Motores do Departamento de Engenharia Mecânica da UFMG, no Campus da Pampulha. A FIGURA 4.1 mostra o rack onde foram adaptados os equipamentos e demais acessórios da Unidade Fixa. Os equipamentos da Unidade Móvel foram instalados na parte traseira de um veículo tipo furgão, conforme mostrado na FIGURA 4.2. Baterias elétricas instaladas no veículo permitiam autonomia de energia para funcionamento do sistema de medição.



FIGURA 4.1 - Equipamentos de medição de emissões veiculares da Unidade Fixa



FIGURA 4.2 - Equipamentos de medição de emissões veiculares da Unidade Móvel

Para as medições usando a Unidade Fixa os condutores dos veículos em circulação em Belo Horizonte eram convidados a levar seus veículos ao Laboratório de Motores no Campus da UFMG. A Unidade Móvel possibilitou a realização de medições em praças, estacionamentos e vias de tráfegos distribuídos nas diversas Regiões Administrativas de Belo Horizonte. Dessa forma, procurou-se obter uma amostra espacialmente distribuída considerando a existência de diferentes níveis de renda familiar por bairro de Belo Horizonte e por acreditar que o estado de conservação dos veículos é função do interesse e da condição financeira dos proprietários em realizar a manutenção recomendada pelos fabricantes (FIORAVANTE, 2004).

As emissões de monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HC) foram medidas, utilizando analisadores de gases de emissão veicular do tipo infravermelho não dispersivo com sistema de verificação e eliminação automática de aderência de hidrocarbonetos no sistema de amostragem. Para tal, foram adquiridos dois analisadores do tipo PC-Multigás aprovados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial, segundo Relatório de Verificação Inicial N° 169 de 19 de agosto de 2002. Nesses analisadores, as concentrações dos gases CO , HC , CO_2 e O_2 são determinadas pela medição da intensidade de luz absorvida para cada gás, ou seja, para comprimentos de ondas específicos na faixa de radiação do infravermelho. A exatidão

dos analisadores PC-Multigás, por faixas de concentração de *CO* e de *HC*, é apresentada na TABELA 4.1.

TABELA 4.1 - Exatidão dos analisadores por faixas de concentração de *CO* e de *HC*

CO (%v/v)		HC (ppm)	
Faixa	Exatidão	Faixa	Exatidão
0 a 2	± 0,06	0 a 400	± 20
2 a 5	± 0,15	400 a 1000	± 40
5 a 10	± 0,30	1000 a 2000	± 60

Fonte - Relatório de Verificação Inicial do INMETRO Nº 169 de 19 de agosto de 2002

As medições foram realizadas com os veículos nas condições de operação estabelecidas pelo CONAMA (1993)⁽¹⁾ para avaliação do estado de manutenção das emissões de veículos em circulação – em marcha lenta e a 2500 rpm, na temperatura normal de trabalho do motor. Os gases de exaustão foram coletados por uma sonda colocada no interior do escapamento dos veículos (FIGURA 4.3) e levados até o analisador PC-Multigás (FIGURA 4.4). Para medição da velocidade angular do motor, foram utilizados medidores de rotação indutivo ou universal com tempo de resposta de 0,5 segundos e exatidão de ± 50 rpm.



FIGURA 4.3 - Colocação da sonda de captação dos gases no escapamento



FIGURA 4.4 - Analisador PC-Muitigás da Napro
Eletrônica Industrial LTDA

Através de consulta à documentação de cada veículo, registrava-se as informações: ano de fabricação, ano-modelo, combustível, tipo de veículo e município onde foi licenciado. Em seguida, realizava-se a avaliação visual para verificação da condição geral de manutenção do veículo e fazia-se a leitura do hodômetro para registro da quilometragem rodada acumulada. Mediante aplicação de questionário aos condutores dos veículos, foram obtidas informações sócio-econômicas dos condutores e sobre o uso dos veículos.

Conforme procedimentos definidos para avaliação do estado de manutenção das emissões de veículos em circulação (CONAMA, 1993)⁽¹⁾ os veículos que apresentaram emissão de fumaça visível, vazamentos aparentes ou avarias no cano de descarga, foram rejeitados para análise dos gases de exaustão. Para realização das medições, a vareta de verificação do nível de óleo do motor era substituída pela sonda de medição de temperatura e um dos medidores de rotação – “RPM Universal” ou “Indutivo” era utilizado para medir a velocidade angular do motor. Fazia-se então a descontaminação do óleo do cárter mediante aceleração com veículo parado em velocidade angular constante de aproximadamente 2500 rpm, sem carga e sem uso de afogador, durante 30 segundos. Após a descontaminação, a sonda de captação de gases era introduzida no cano de descarga para captação e posterior análise das concentrações de CO e HC a 2500 ± 200 rpm e em marcha lenta, na temperatura normal de trabalho do motor.

Os valores medidos de concentração de CO, HC e diluição (somatória de CO e CO₂ em % v/v) eram comparados com os limites estabelecidos pelo CONAMA para fins de

fiscalização de veículos em uso (TABELA 3.4). Para os que não atendiam a esses limites realizava-se uma segunda descontaminação, nas mesmas condições da anterior, mas por um período de tempo igual a 180 segundos, e em seguida novas medições eram realizadas.

O software utilizado para análise prévia das medições obtidas pelos analisadores de gases foi desenvolvido pela NAPRO (2003). Todas as informações foram armazenadas nos computadores instalados nas estações Fixa e Móvel. O software possibilitou a impressão do relatório dos resultados das medições das emissões do veículo que era entregue para cada condutor e também a conversão dos mesmos para o formato texto para análise.

4.1.3 Levantamento de dados de quilometragem rodada

Durante os trabalhos de medição das emissões de *CO* e de *HC* da amostra da frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, foi aplicado o questionário padrão aos condutores desses veículos, conforme modelo apresentado no ANEXO C. Dentre outras informações obtidas com a aplicação do questionário foram extraídos, para utilização nesta pesquisa, os dados: quilometragem média semanal percorrida, endereço do condutor e se mesmo era o proprietário do veículo. A quilometragem acumulada obtida mediante leitura do hodômetro de cada veículo da amostra também era registrada. Esses dados foram analisados com a finalidade de definir os valores de quilometragem média anual percorrida com a idade dos veículos para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte.

4.2 Metodologia de análise dos dados experimentais

4.2.1 Determinação dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC*

Os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* foram determinados mediante realização de um estudo transversal, uma vez que foi realizada apenas uma única medição para cada veículo da mostra. A investigação sobre a exposição, que nesse caso trata-se do uso e manutenção dos veículos, e o efeito, que é o aumento das emissões com a idade dos veículos, foi realizada simultaneamente. Entretanto, para avaliação da degradação dos veículos quanto às emissões de *CO* e de *HC* devido ao uso e manutenção, seria mais

indicado um estudo longitudinal. Nesse tipo de estudo, os mesmos veículos seriam avaliados ano a ano, tanto em relação às emissões, quanto ao uso e manutenção, gerando séries históricas de fatores médios de emissão.

Como dificuldades de realização de estudos longitudinais para obtenção de séries históricas de fatores médios de emissão de veículos em uso podem-se citar: as pesquisas de longo prazo e alto custo; a ocorrência de perda de veículos ao longo do estudo, quer seja por roubo, acidente ou desistência do proprietário; além da dificuldade de assegurar as condições de uso e manutenção dos veículos ao longo do tempo da pesquisa.

Devido a inexistência de banco de dados de fatores de emissão de *CO* e de *HC* de veículos nacionais em uso obtidos mediante estudos longitudinais, os fatores de emissão de *CO* e de *HC*, por ano de fabricação dos veículos leves de Belo Horizonte, foram obtidos, experimentalmente, em um estudo transversal.

Conforme planejamento amostral inicial, foram determinadas, para cada estrato definido por faixa de ano de fabricação, as concentrações médias de *CO* e de *HC* no escapamento dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, ou seja, os fatores de emissão de *CO* e de *HC* para esses veículos. Os fatores médios de emissão por faixa de ano de fabricação dos veículos, em unidade de concentração (% v/v para *CO* e ppm para *HC*), são apresentados e analisados por DUTRA (2005).

Em seguida, com o objetivo de determinar os fatores de deterioração das emissões a cada ano de uso dos veículos (*FD*), foi necessário reagrupar os resultados das medições das emissões de *CO* e de *HC* por ano de fabricação dos veículos. As médias desses valores constituíram os fatores médios de emissão por ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte.

Portanto, os resultados das medições dos fatores de emissão de *CO* e de *HC* por ano de fabricação dos veículos definiram o número total de unidades amostrais para cada estrato, ou seja, para cada ano de fabricação. Para avaliar a representatividade dos estratos assim constituídos, foi calculado o número mínimo de veículos para cada ano de fabricação compreendido no período de 1994 a 2004 e para os fabricados até 1993 como um único grupo. O tamanho amostral para cada estrato foi calculado utilizando a

EQUAÇÃO 4.1 e os valores encontrados foram comparados com o número de veículos da amostra por estrato. Também foi considerado, por aproximação, que os veículos da amostra de cada estrato foram selecionados por amostragem aleatória simples sem reposição e, ainda, Distribuição Normal, nível de confiança de 95% e erro de estimação B_h igual a 25% dos limites de emissão de CO para fiscalização de veículos em uso.

O tamanho de cada estrato populacional, ou seja, o número de veículos leves do ciclo Otto da frota de Belo Horizonte por ano de fabricação, foi disponibilizado pelo DETRAN/MG (2005), mas somente após realizadas as medições é que as unidades amostrais foram classificadas dentro dos estratos. A amostra foi, portanto, pós-estratificada.

4.2.2 Determinação dos fatores de deterioração de CO e de HC

Os fatores médios de emissão de CO e de HC por ano de fabricação dos veículos leves em uso de Belo Horizonte, obtidos experimentalmente, foram relacionados aos fatores médios de emissão de veículos leves novos para determinação dos fatores de deterioração dos veículos ao longo dos anos. Os fatores médios de emissão de veículos leves novos nacionais são calculados a partir da média ponderada das emissões de CO e de HC verificadas nos testes de certificação de protótipos e projetos para homologação de veículos novos a cada ano, valores disponibilizados pelo IBAMA (2006).

As unidades dos fatores médios de emissão de CO e de HC dos veículos leves em uso de Belo Horizonte (valores observados) e dos veículos novos nacionais (IBAMA, 2006) são diferentes. Os primeiros em concentração (CO em % v/v e HC em ppm) e os segundos em gramas por quilômetro rodado. Para obtenção dos fatores de deterioração a partir da avaliação da relação entre esses fatores de emissão foi necessário padronizá-los.

Uma das formas conhecidas de padronização é subtrair cada observação pela média do grupo e dividir o resultado pelo desvio padrão. Entretanto, essa forma de padronização não permitiria que fossem comparadas as duas variáveis, pois cada uma produziria um sistema diferente de padronização por possuírem médias e desvios padrão diferentes, perdendo-se, portanto, a relação entre elas.

Para padronização dos dados foi utilizada a técnica dos *números índices* ou simplesmente *índices*. Para cada uma das séries temporais dos fatores médios de emissão dos veículos em uso e dos veículos novos, para o período de 1994 a 2003, os *índices* foram obtidos dividindo os fatores médios de emissão de cada ano de fabricação dos veículos pelo fator médio de emissão do ano base. O ano base escolhido foi 2003 uma vez que esses veículos tinham, na época da pesquisa, cerca de um ano de uso e considerou-se que ainda mantinham os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* originais de fábrica. Dessa forma criou-se um elo de ligação entre as séries dos fatores médios de emissão dos veículos em uso e novos, pois para os veículos fabricados nesse ano os *FD* de *CO* e de *HC* foram definidos como sendo iguais a um.

As séries de dados dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* foram consideradas para cada ano de fabricação de veículos em uso e novos para o período correspondente aos 10 anos anteriores a 2003, com a finalidade de se obter fatores de deterioração para posterior utilização na elaboração do inventário de emissão veicular de Belo Horizonte.

Também foi considerado que a definição de um modelo para a variação dos fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC* para os veículos leves nacionais só se justifica a partir do início da implementação de tecnologias de controle de emissão. Essas tecnologias foram implantadas para atendimento às metas definidas pelo PROCONVE e tiveram início em 1992 (fase L-II). Considerou-se também que depois de percorridos 100.000 km, o que equivale a cerca de 7 anos de uso do veículo, os fatores de deterioração tendem a ficar constantes (USEPA, 1995). Dessa forma, concluiu-se que a definição de *FD* para os 10 anos mais recentes possíveis atenderia aos objetivos desta pesquisa.

Os veículos da amostra foram selecionados de forma independente, mas foi considerado que existe relação entre eles com o ano de fabricação, devido ao desenvolvimento tecnológico e também pelo uso/manutenção dos veículos. Assim, optou-se pela utilização da análise de séries temporais.

Os fatores de deterioração foram então determinados a partir da análise das séries temporais dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* de veículos leves em uso de Belo Horizonte em relação às séries temporais dos fatores médios de emissão de *CO* e

de *HC* de veículos novos nacionais (IBAMA, 2006). As séries temporais dos fatores de emissão de veículos novos nacionais foram utilizadas como referência (grupo controle) para o desenvolvimento desse trabalho por estarem sob influência apenas da evolução tecnológica ao longo dos anos. A análise realizada assemelha-se a de um estudo Semi-Painel, porque os veículos em uso fabricados em 1998 foram comparados com os veículos em uso fabricados em 1997, por exemplo, e não houve qualquer intervenção na manutenção e uso desses veículos, ou seja, os eventos ocorreram livremente entre 1997 e 1998. Para dimensionar a mudança real entre 1997 e 1998, usamos como “grupo controle” os veículos novos fabricados em 1997 e 1998, por exemplo, que, obviamente, não são os mesmo veículos entre esse dois anos (DE VAUS, 1986).

Portanto, foi considerado que as reduções nos valores dos fatores médios de emissão dos veículos novos a cada ano se devem exclusivamente às melhorias no processo de fabricação dos veículos. Dessa forma, as variações percentuais dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* dos veículos novos nacionais fabricados no ano (t) em relação ao ano seguinte ($t+1$), tendo o ano 2003 como base para essa análise, foram calculadas pela equação:

$$Var_{novo} = (FE_{novot} - FE_{novot+1})/FE_{novot+1} \quad (4.3)$$

na qual Var_{novo} é a variação, a cada ano, dos fatores médios de emissão dos veículos novos, FE_{novot} é o fator médio de emissão dos veículos novos ao saírem de fábrica no ano t e $FE_{novot+1}$ é o fator médio de emissão dos veículos novos ao saírem da fabrica no ano seguinte ($t+1$).

Foi considerado que o fator médio de emissão dos veículos em uso de Belo Horizonte, fabricados em determinado ano (t), é igual ao fator médio de emissão desses veículos fabricados no ano seguinte ($t+1$), acrescido das emissões correspondentes às alterações no projeto de fabricação e à deterioração das emissões com o uso do veículo, a cada ano, conforme representado pela equação:

$$FE_{usot} = FE_{usot+1} + E_{fab} + E_{det} \quad (4.4)$$

sendo FE_{usot} e FE_{usot+1} os fatores médios de emissão dos veículos em uso de Belo Horizonte no ano t e no ano seguinte $t+1$, respectivamente, e E_{fab} e E_{det} são parcelas de emissões correspondentes às alterações de fábrica e à deterioração das emissões com o uso do veículo, a cada ano, respectivamente.

Desconsiderando o último termo da EQUAÇÃO 4.4, que correspondente às emissões causadas por deterioração/manutenção dos veículos (E_{det}), obtem-se a equação para cálculo do fator de emissão estimado para os veículos em uso, quando novos, em unidade de concentração (% v/v):

$$FE_{est\ t} = FE_{usot+1} + E_{fab} \quad (4.5)$$

na qual $FE_{est\ t}$ é o fator de emissão estimado para os veículos em uso, quando novos, ou seja, quando saíram de fábrica no ano t .

Considerando que a parcela de alteração da emissão de fábrica (E_{fab}) pode ser obtida aplicando-se a variação percentual dos fatores médios de emissão de veículos novos a cada ano (Var_{novo}) aos fatores médios de emissão dos veículos em uso fabricados no ano seguinte (FE_{usot+1}) chega-se à equação:

$$FE_{est} = FE_{usot+1} + Var_{novo} \times FE_{usot+1} \quad (4.6)$$

De acordo com a EQUAÇÃO (4.6), para o cálculo do $FE_{est\ t}$ foi considerado apenas o aumento das emissões dos veículos em um determinado ano (t) em relação ao veículo mais novo, fabricado no ano seguinte ($t+1$), devido as alterações de fábrica, ou seja, é o fator de emissão que o veículo teria caso não houvesse deterioração do motor e do sistema de exaustão com seu tempo de uso. Assim, foram criadas duas séries temporais de fatores de emissão estimados para CO e para HC dos veículos quando novos em unidade de concentração.

Os fatores de deterioração das emissões (FD) são definidos como sendo os valores, em porcentagem, relativos ao aumento dos fatores médios de emissão de um dado gás poluente com o tempo de uso do veículo em relação aos fatores médios de emissão dos veículos quando novos. Portanto, podem ser obtidos através da razão entre os fatores

médios de emissão de veículos em uso fabricado no ano t (valores observados) e os fatores médios de emissão desses veículos quando novos, ao saírem de fábrica no ano t , conforme representado pela equação:

$$FD = \frac{FE_{usot}}{FE_{novot}} \quad (4.7)$$

Dessa forma, foram inicialmente calculados os valores correspondentes às *razões* entre os fatores médios de emissão de CO e de HC dos veículos em uso de Belo Horizonte (valores observados) e os fatores de emissão estimados para CO e HC para esses veículos quando novos, conforme as equações:

$$r_{CO_t} = \frac{FE_{COusot}}{FE_{COestt}} \quad (4.8)$$

$$r_{HC_t} = \frac{FE_{HCusot}}{FE_{HCestt}} \quad (4.9)$$

sendo r_{CO_t} e r_{HC_t} as razões entre os fatores médios de emissão de veículos em uso (FE_{COuso} e FE_{HCuso}) no tempo t e os fatores de emissão estimados para os veículos em uso quando novos (FE_{COest} e FE_{HCest}) no tempo t , respectivamente.

Como o objetivo da pesquisa é avaliar a tendência principal do comportamento da deterioração das emissões com a idade dos veículos, os valores calculados para as razões entre os fatores médios de emissão dos veículos em uso e os estimados para esses veículos quando novos foram suavizados. Considerando a tendência de crescimento dos fatores de deterioração das emissões de CO e de HC com o aumento da idade dos veículos foi aplicada a técnica de suavização de exponencial de Holt. Portanto, técnicas de suavização foram aplicadas para minimizar as interferências que podem ter ocorrido devido aos seguintes fatos:

- as emissões, para cada ano de fabricação não foram realizadas para os mesmos veículos;
- para cada ano de fabricação dos veículos, há uma variação amostral inserida;

- ainda que os técnicos responsáveis pelas medições tenham recebido o mesmo treinamento, as condições ambientais de campo podem ter interagido com a habilidade dos técnicos e com a incerteza dos equipamentos de medição.

Embora não tenha sido feito um planejamento para avaliação das interferências das condições de campo, acredita-se que tenham sido mínimas, pois não se observou variações significativas nas poucas repetições de medições realizadas (mesmo automóvel).

Assim, foram obtidos os valores propostos nesta pesquisa para os fatores de deterioração das emissões de monóxido de carbono ($FD_{CO_{uso}}$) e de hidrocarbonetos ($FD_{HC_{uso}}$) para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.

4.2.3 Determinação da quilometragem média anual percorrida

Informações sobre quilometragem percorrida anualmente pelos automóveis geralmente são obtidas mediante leitura dos hodômetros dos mesmos. Divide-se o valor da quilometragem acumulada registrada no hodômetro pela idade do veículo obtendo, assim, uma estimativa para a quilometragem anual percorrida para cada veículo. Entretanto, para os automóveis mais antigos, notadamente aqueles que já percorreram mais de 99.999 quilômetros, essas informações não estão disponíveis porque os contadores dos hodômetros passam automaticamente para o valor zero. Portanto, foi necessário propor uma metodologia para determinar a quilometragem percorrida anualmente por esses veículos mais antigos, ou seja, veículos com cerca de 7 anos de uso.

Os valores de quilometragem percorrida obtidos por leitura dos hodômetros foram comparados com os informados pelos proprietários dos veículos mediante aplicação de questionário. Para obtenção da quilometragem anual de cada veículo, o valor da quilometragem semanal percorrida obtido via questionário foi multiplicado pelo número de semanas no ano, ou seja, 52. Foram considerados somente os valores de quilometragem informados pelos condutores que se declararam proprietários dos veículos e residentes em Belo Horizonte.

Como o objetivo é a determinação dos valores de quilometragem anual percorrida por ano de fabricação dos veículos para utilização no cálculo do *IEV* de Belo Horizonte, esses dados foram definidos para os 10 anos mais recentes e para os anos anteriores como um único grupo.

Os dados de quilometragem percorrida relativos aos veículos utilizados como táxi, escolar, aluguel ou outros usos comerciais foram desconsiderados. Esses veículos são de uso mais intenso que os particulares, o que justifica um estudo a parte para definição de série histórica para esse parâmetro.

As diferenças entre os valores de quilometragem percorrida obtidos pelos dois métodos (hodômetro e questionário) para cada veículo foram analisadas pelo valor médio de cada ano de fabricação usando o teste *t-Student*. Para tal, o valor obtido com a aplicação do questionário (Q_Q) foi subtraído do valor obtido via hodômetro (Q_H) definindo a variável diferença (Dif), conforme representado pela equação:

$$Dif_i = Q_Q - Q_H \quad (4.10)$$

na qual Dif_i é a diferença para o i -ésimo veículo.

Para avaliação da significância das diferenças (Dif_i), por ano de fabricação dos veículos, foi realizado o teste *t-Student* com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) assumindo que essas diferenças são independentes. O procedimento de teste considera que, caso não haja diferença entre os valores para cada unidade amostral, a média das diferenças deve ser zero. Assume-se, pelo Teorema Central de Limite (TCL), que a diferença média \overline{Dif} tem distribuição normal com média μ e desvio padrão σ . O TCL garante que a distribuição de probabilidade da média é normal para tamanho de amostras maiores do que 25 a 30 unidades (BHATTACHARYA, 1977).

Conforme MONTGOMERY (2003), a estatística de teste apropriada para avaliar a igualdade de duas médias é encontrada pela equação:

$$t_0 = \frac{\overline{Dif}}{s_{Dif} \sqrt{n_h}} \quad (4.11)$$

na qual \overline{Dif} e s_{Dif} são a média e o desvio padrão amostrais das diferenças, respectivamente, e n_h é o número de veículos por estrato h .

Os testes foram realizados, para cada ano de fabricação, utilizando a distribuição *t-Student* com $n-1$ graus de liberdade para cálculo da probabilidade de significância (p^*). Nesse teste, o valor de p^* encontrado para t_0 é comparado ao nível de significância (α). Se $p^* < \alpha$ rejeita-se a hipótese nula ($H_0: \mu = 0$), ou seja, conclui-se que a média pode ser diferente.

Para aplicar o teste *t-Student* para amostras com até 25 unidades amostrais é necessário supor que a distribuição da média seja aproximadamente normal. Considerando que a suposição de normalidade pode não ser verdadeira, os métodos não-paramétricos podem fornecer melhores resultados que os métodos paramétricos baseados na teoria da normalidade. Para amostras com menos de 25 unidades tem-se como alternativa o teste de mediana de *Wilcoxon*.

Conforme MONTGOMERY (2003), no teste de *Wilcoxon do posto com sinais* as diferenças para cada unidade amostral são calculadas, os valores absolutos obtidos são ordenados de forma crescente e são fornecidos aos postos os sinais de suas diferenças correspondentes. Os postos médios são atribuídos às amarrações, ou seja, se várias observações tiverem a mesma magnitude absoluta, a elas será atribuída a média dos postos que receberiam se diferissem levemente uma da outra. Os postos positivos e os postos negativos são somados e os valores absolutos encontrados são comparados ao valor crítico tabelado em função do número de unidades da amostra ($1 < n < 25$) e do nível de significância (α). Se o menor dos dois valores absolutos encontrados a partir da soma dos postos negativos e dos postos positivos for menor ou igual ao valor crítico tabelado, rejeita-se a hipótese nula ($H_0: \mu = 0$), ou seja, a mediana pode ser diferente.

A partir da análise dos resultados dos testes *t-Student*, e de *Wilcoxon* para as diferenças entre os valores de quilometragem anual percorrida via hodômetro e por questionário,

por ano de fabricação dos veículos, foi definida a série temporal dos dados de quilometragem média anual percorrida com a idade dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte. Para realização dos testes *t-student* e de *Wilcoxon* foi utilizado o software MINITAB.

Da mesma forma que para as séries temporais obtidas para os fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC*, considerou-se que os valores obtidos para quilometragem média anual percorrida guardam certa dependência com relação à idade do veículo e, por esse motivo, não foram analisados por técnicas de regressão. A técnica de suavização exponencial de Holt foi também usada para análise da série temporal de quilometragem média anual percorrida para avaliar a tendência da evolução da variação desses dados com a idade dos veículos. A série temporal foi suavizada utilizando o software SPSS.

5 RESULTADOS

5.1 Fatores médios de emissão de *CO* e de *HC*

A frota alvo desta pesquisa contempla os veículos leves do ciclo Otto, ou seja, os automóveis e seus derivados a gasolina e a álcool licenciados em Belo Horizonte. A composição desses veículos por tipo de combustível (gasolina, álcool e “flexfuel”) e ano de fabricação é mostrada no ANEXO D. O número total de veículos (N) e o número total de veículos por estrato definido por ano de fabricação (N_h) são mostrados na TABELA 5.1.

TABELA 5.1 - Veículos leves do ciclo Otto em uso de
Belo Horizonte

ANO DE FABRICAÇÃO	Nº DE VEÍCULOS ⁽¹⁾
<1994	237.229
1994	28.175
1995	38.411
1996	35.171
1997	44.316
1998	35.155
1999	26.256
2000	33.789
2001	40.356
2002	38.902
2003	40.323
2004	56.887
Total	655.240

⁽¹⁾ DETRAN/MG, 2005

As condições de manutenção dos itens relacionados às emissões de gases poluentes de 1.188 veículos fabricados no período de 1971 a 2004 foram avaliadas. Desses, 94 veículos eram licenciados em municípios vizinhos a Belo Horizonte e por esse motivo foram excluídos deste trabalho. O restante da amostra, 1.094 veículos, foi submetido à avaliação visual, sendo 194 rejeitados para realização das medições das emissões de *CO*

e de *HC*, conforme metodologia de fiscalização das emissões de veículos em uso definida pela Resolução CONAMA Nº 7 de 1993. Assim, foram considerados os resultados das medições das concentrações de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos no escapamento de uma amostra de 900 veículos. Esses dados foram distribuídos nos estratos definidos por ano de fabricação dos veículos, ou seja, foram pós-estratificados. Dessa forma, foi definido o número de veículos por estrato da amostra (n_h).

Para avaliação da representatividade da amostra o tamanho amostral por estrato (h) foi calculado utilizando a EQUAÇÃO 4.1, considerando, de forma aproximada, amostragem aleatória simples sem reposição, nível de confiança de 95% e erro de estimação B_h . O monóxido de carbono foi o parâmetro de medição que definiu o tamanho das amostras por estrato, por ano de fabricação, para o período de 1994 a 2004, e também para o grupo de veículos fabricados antes de 1994, pois utilizando este parâmetro o tamanho amostral calculado foi maior do que usando hidrocarbonetos. A planilha de resultados para cálculo do tamanho da amostra é apresentada no ANEXO E.

O tamanho amostral calculado e o número de veículos da amostra pós-estratificada por ano de fabricação (n_h), ou seja, veículos para os quais as medições das emissões de *CO* e de *HC* foram realizadas, são apresentados na TABELA 5.2.

O número mínimo de veículos calculado para compor cada estrato foi alcançado, como pode ser verificado na TABELA 5.2. A relação entre os veículos analisados e o tamanho amostral para cada estrato ficou bastante variada, uma vez que o tamanho da amostra por estrato não foi pré-fixado.

As médias dos resultados das medições das concentrações de *CO* e de *HC* no escapamento da amostra de 900 veículos, em marcha lenta e a 2500 rpm, correspondem aos fatores médios de emissão desses gases por estratos definidos por ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte. As estatísticas descritivas dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC*, em marcha lenta e a 2500 rpm, obtidos experimentalmente para cada estrato (valores mínimos, máximos, médios e desvios padrão), são apresentadas no ANEXO F.

TABELA 5.2 - Tamanho amostral calculado e número de veículos da amostra por estratos.

ANO DE FABRICAÇÃO	TAMANHO AMOSTRAL	AMOSTRA (n_h)
<1994	66	259
1994	55	55
1995	30	79
1996	14	50
1997	56	75
1998	76	80
1999	48	58
2000	27	57
2001	36	65
2002	52	61
2003	15	32
2004	2	29
Total	426	900

Os intervalos de confiança para as médias da população de cada estrato (μ_h) foram calculados de acordo com a EQUAÇÃO 3.22 que pode ser reescrita na forma da equação:

$$\left(\bar{y}_h - 1,96 \sqrt{\frac{s_h^2}{n_h} \left(\frac{N_h - n_h}{N_h - 1} \right)}; \bar{y}_h + 1,96 \sqrt{\frac{s_h^2}{n_h} \left(\frac{N_h - n_h}{N_h - 1} \right)} \right) \quad (5.1)$$

na qual \bar{y}_h e s_h^2 representam os estimadores da média e da variância populacional de cada parâmetro analisado por estrato e N_h e n_h são os números de veículos da população e da amostra por estrato, respectivamente.

Os fatores médios de emissão de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos em marcha lenta e a 2500 rpm, obtidos experimentalmente para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte, e os respectivos intervalos de confiança são apresentados na TABELA 5.3 e 5.4.

TABELA 5.3 - Fatores médios de emissão de *CO* e intervalos de confiança para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Ano de fabricação	$FE_{CO_{uso}}$ (% v/v)	
	Marcha Lenta	2500 rpm
<1994	4,23 ± 0,37	3,49 ± 0,32
1994	2,08 ± 0,74	1,80 ± 0,61
1995	1,30 ± 0,46	0,90 ± 0,34
1996	0,79 ± 0,38	0,47 ± 0,16
1997	0,50 ± 0,21	0,54 ± 0,21
1998	0,37 ± 0,25	0,44 ± 0,24
1999	0,37 ± 0,23	0,38 ± 0,10
2000	0,28 ± 0,17	0,30 ± 0,12
2001	0,26 ± 0,10	0,38 ± 0,18
2002	0,19 ± 0,12	0,38 ± 0,23
2003	0,13 ± 0,17	0,05 ± 0,02
2004	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,05

Os intervalos de confiança correspondem a uma estimativa para a média de cada estrato da frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, que somente seria obtida se todos os veículos da frota fossem analisados. Como a média é uma estatística de tendência central, a média de emissão igual a 144,8 ppm de *HC*, obtida para os veículos fabricados em 2000, em marcha lenta, significa que na frota veicular existem veículos que emitem acima e abaixo de 144,8 ppm de *HC*. Ou seja, em relação aos valores individuais, pode haver veículos emitindo acima do limite aceitável (700 ppm).

TABELA 5.4 - Fatores médios de emissão de *HC* e intervalos de confiança para os veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Ano de fabricação	FE_{HC} (ppm)	
	Marcha Lenta	2500 rpm
<1994	570,9 ± 77,9	332,3 ± 67,0
1994	365,3 ± 101,8	215,4 ± 68,3
1995	248,2 ± 54,4	149,6 ± 30,1
1996	225,4 ± 42,4	133,1 ± 24,9
1997	163,1 ± 28,9	119,5 ± 18,7
1998	143,5 ± 31,5	103,0 ± 20,7
1999	165,5 ± 83,5	94,3 ± 18,7
2000	144,8 ± 30,8	98,5 ± 18,4
2001	139,8 ± 23,8	119,5 ± 31,3
2002	165,7 ± 60,1	134,1 ± 48,4
2003	91,7 ± 32,9	75,9 ± 25,6
2004	74,9 ± 18,9	69,8 ± 17,1

Os valores obtidos para os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC*, em marcha lenta e a 2500 rpm, apresentados nas tabelas 5.3 e 5.4 foram em geral decrescentes com a diminuição da idade dos veículos, conforme esperado. Fatores médios de emissão mais altos em marcha lenta, sendo esse o regime mais crítico de emissão do motor quando comparados aos valores obtidos a 2500 rpm, também foram observados.

As reduções dos fatores médios de emissão de *CO* para os veículos fabricados em 2004, em relação aos veículos fabricados antes de 1994, foram de cerca de 99%, em marcha lenta, e 98%, a 2500 rpm. Para *HC* as reduções foram de aproximadamente 90%, em marcha lenta, e 80%, a 2500 rpm, para o mesmo período.

Conforme os dados apresentados na TABELA 5.3, pode-se afirmar com 95% de confiança que, em média, os fatores de emissão de *CO* da frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, fabricados no ano de 2000, está entre 0,11% v/v e 0,45% v/v em marcha lenta e entre 0,18% v/v e 0,42% v/v a 2500 rpm.

Da mesma forma, de acordo com os dados apresentados na TABELA 5.4, pode-se afirmar, com 95% de confiança, que, em média, os fatores de emissão de *HC* está entre 113,9 ppm e 175,6 ppm em marcha lenta e entre 80,7 ppm e 116,9 ppm a 2500 rpm.

Os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* em marcha lenta e a 2500 rpm, por ano de fabricação dos veículos para o período de 1994 a 2005 e para o grupo dos veículos fabricados antes de 1994, podem ser visualizados nos GRÁFICOS 5.1 e 5.2.

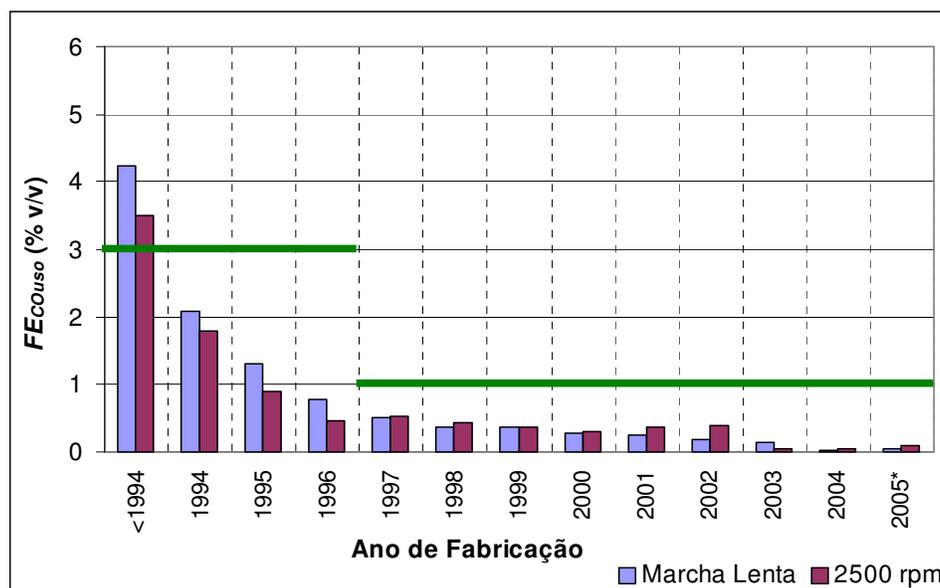


GRÁFICO 5.1 - Fatores médios de emissão de *CO* em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Para os veículos fabricados a partir de 1994, os fatores médios de emissão de *CO*, apresentados no GRÁFICO 5.1, são inferiores aos limites máximos de emissão para fins de fiscalização de veículos leves do ciclo Otto em uso. Esses limites correspondem a 3% v/v, para veículos fabricados no período de 1992 a 1996, e a 1% v/v, para veículos fabricados no período de 1997 a 2004. Para veículos fabricados antes de 1991 os limites variam de 6% v/v a 3,5% v/v. Para *HC*, os fatores médios de emissão obtidos foram todos muito inferiores ao limite máximo de emissão único de 700 ppm para todos os veículos leves do ciclo Otto em uso, conforme apresentado no GRÁFICO 5.2.

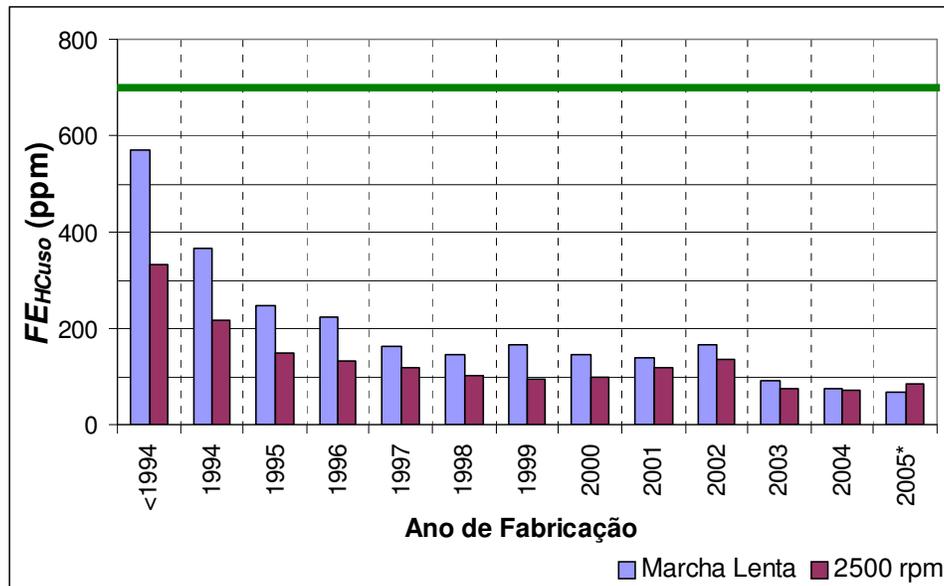


GRÁFICO 5.2 - Fatores médios de emissão de *HC* em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Os valores individuais dos fatores de emissão de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos no escapamento dos veículos, em marcha lenta, em função do ano de fabricação são mostrados nos GRÁFICOS 5.3 e 5.4.

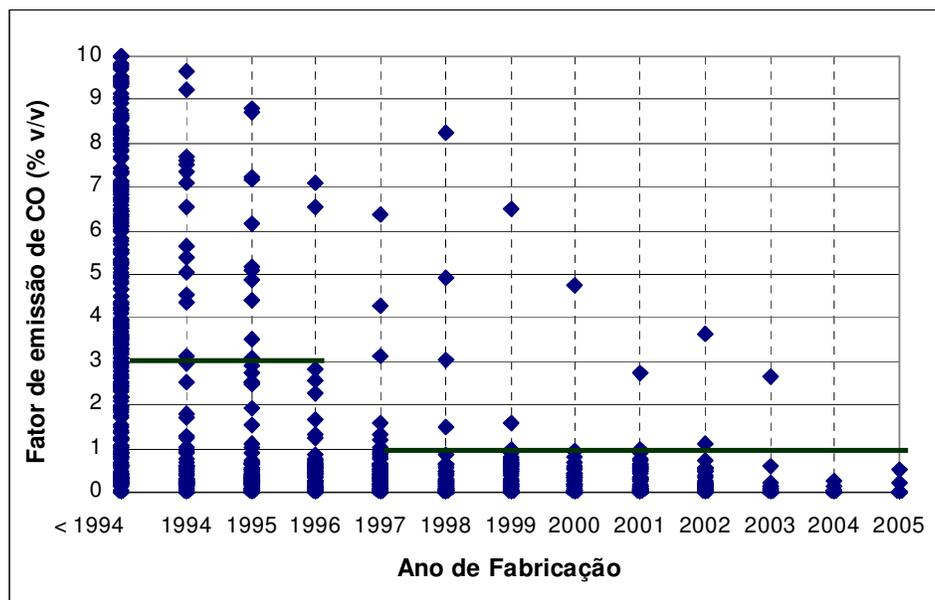


GRÁFICO 5.3 - Fatores de emissão de *CO*, em marcha lenta, em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.

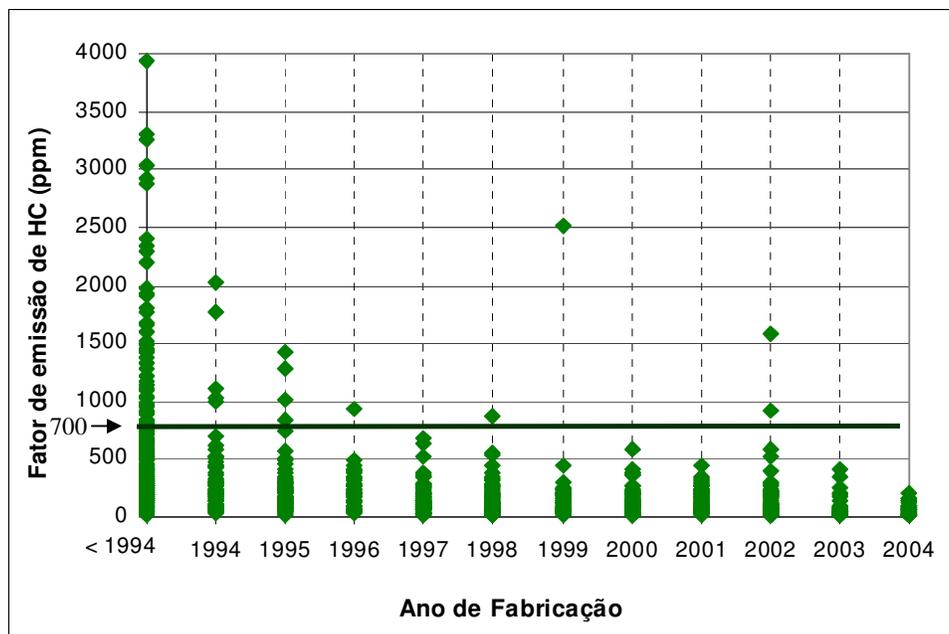


GRÁFICO 5.4 - Fatores de emissão de *HC*, em marcha lenta, em função do ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte.

Os GRÁFICOS 5.3 e 5.4 mostram a existência de veículos com fatores de emissão bem acima da maioria dos valores observados para cada ano de fabricação, mesmo para veículos relativamente novos, o que pode ser devido à adulteração do sistema de controle de emissões ou à manutenção inadequada dos itens relacionados às emissões de gases poluentes.

Os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* e os respectivos intervalos de confiança, em marcha lenta e a 2500 rpm, para toda a frota de veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte, foram calculados utilizando as EQUAÇÕES 3.12 e 3.22 e são apresentados na TABELA 5.5.

TABELA 5.5 - Fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* para toda a frota de veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

FE_{COuso} (% v/v)		FE_{HCuso} (ppm)	
ML	2500 rpm	ML	2500 rpm
$1,86 \pm 0,13$	$1,56 \pm 0,12$	$312,5 \pm 27,1$	$194,0 \pm 22,6$

De acordo com os dados apresentados na TABELA 5.5, pode-se afirmar, com 95% de confiança, que os fatores médios de emissão de *CO* para toda a frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte estão entre 1,73% v/v e 1,99% v/v em marcha lenta e entre 1,44% v/v e 1,68% v/v a 2500rpm, com médias de 1,86% v/v e 1,56% v/v, respectivamente. Da mesma forma, pode-se afirmar, com 95% de confiança, que os fatores médios de emissão de *HC* para toda a frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte estão entre 285,4 ppm e 339,6 ppm, em marcha lenta, e entre 171,4 ppm e 216,1 ppm, a 2500 rpm, com médias de 312,5 ppm e 194,0 ppm, respectivamente.

5.2 Quilometragem média anual percorrida

Para estimar os valores de quilometragem média anual percorrida pelos veículos leves do ciclo Otto de uso particular registrados em Belo Horizonte foram analisados os dados obtidos por leitura dos hodômetros de 1016 veículos (quilometragem acumulada) e também os obtidos com a aplicação de 766 questionários (quilometragem média semanal). O tamanho das amostras nos dois casos não coincide por terem ocorrido as seguintes situações: veículos que tiveram os valores de quilometragem acumulada registrados, mas o questionário não foi aplicado a seus condutores; o questionário foi aplicado, mas os condutores não eram os proprietários; o questionário foi aplicado, mas o veículo era de uso comercial. Portanto, foram desconsideradas as informações obtidas referentes aos veículos de uso comercial, veículos cujos condutores não eram os proprietários e veículos cujos proprietários residiam em municípios vizinhos a Belo Horizonte.

Os dados de quilometragem anual percorrida obtidos mediante consulta aos valores registrados nos hodômetros e com a aplicação de questionários aos proprietários de veículos leves do ciclo Otto de uso particular são apresentados na TABELA 5.6. As estatísticas descritivas desses valores são apresentadas no ANEXO G.

Inicialmente foram analisados apenas os dados de quilometragem percorrida dos veículos que tinham informações nas duas bases (hodômetros e questionário). Dessa forma, foram analisadas as informações referentes a um total de 665 veículos. Para 101 veículos o questionário foi aplicado, mas os valores dos hodômetros não foram registrados. Os dados de quilometragem média anual percorrida obtidos pelos dois

métodos (hodômetros e questionário) para uma amostra de 665 veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte são apresentados no GRÁFICO 5.5.

TABELA 5.6 - Veículos analisados e valores de quilometragem média anual percorrida obtidos por leituras dos hodômetros e por aplicação de questionário

Ano de Fabricação	Hodômetros		Questionário	
	Nº de veículos	Quilometragem média anual	Nº de condutores	Quilometragem média anual
<1994	377	7.928	321	13.422
1994	63	8.973	48	13.043
1995	87	11.802	71	11.909
1996	63	13.083	46	12.999
1997	85	12.964	58	13.448
1998	85	13.826	58	14.892
1999	49	15.206	34	12.572
2000	53	17.217	33	14.521
2001	50	17.403	28	21.255
2002	49	18.881	34	13.650
2003	32	18.899	20	26.081
2004	23	22.455	15	18.269
Total	1016	-	766	-

Para cada ano de fabricação dos veículos, os valores de quilometragem percorrida obtidos com a aplicação do questionário (Q_Q) foram subtraídos dos valores de quilometragem percorrida obtidos mediante leitura dos hodômetros (Q_H) definindo a variável diferença (Dif). Foi então feito o teste de média para a variável Dif , assumindo Distribuição Normal e nível de significância (α) de 5%. Portanto, para a probabilidade de significância (p^*) menor que 0,05, a hipótese nula ($H_0: \mu = 0$) era rejeitada, ou seja, as informações obtidas via questionário e via hodômetro eram consideradas diferentes. Os resultados dos testes de média são apresentados na TABELA 5.7.

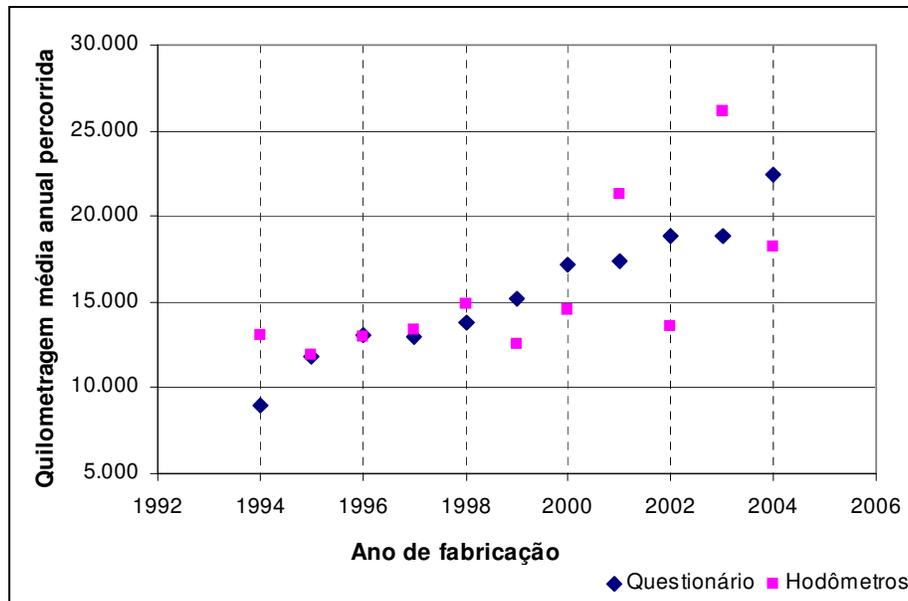


GRÁFICO 5.5 - Dados de quilometragem média anual percorrida obtidos por consulta aos hodômetros e por aplicação do questionário

TABELA 5.7 - Resultados dos testes de média para $Dif(Q_Q - Q_H)$ por ano de fabricação dos veículos leves em uso de Belo Horizonte

Ano de fabricação	Nº Veículos	Diferença Média	Desvio padrão	p^*
<1994	258	-5131	14066	0,0000
1994	41	-3633	14423	0,1100
1995	65	-1034	13818	0,5500
1996	41	-1759	25198	0,6600
1997	54	-1637	14008	0,3900
1998	56	-1673	11532	0,2800
1999	31	256	11223	0,9000
2000	31	3748	12434	0,1000
2001	28	-4729	18575	0,1900
2002	30	708	9799	0,7000
2003	17	-8558	17085	0,0550
2004	13	65	21268	0,9900

Os resultados dos testes de média indicaram que os valores de quilometragem anual percorrida, por ano de fabricação, para os veículos fabricados de 1994 a 2004, obtidos pelos dois métodos podem ser, em média, considerados equivalentes. As diferenças das médias para cada ano de fabricação podem ser consideradas nulas ($p^* > 0,05$). Assim, para os veículos fabricados nesse período pode-se utilizar qualquer uma das séries de dados (hodômetros ou questionário) para representar a quilometragem anual percorrida pela frota de veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte. Já para os veículos fabricados antes de 1994 as diferenças das médias não podem ser consideradas nulas ($p^* < 0,05$).

Para os veículos fabricados antes de 1994 considerou-se que os dados obtidos dos registros dos hodômetros seriam menos confiáveis, uma vez que, provavelmente, esses veículos já tinham rodado mais de 100.000 km. Porém, a heterogeneidade da série e os altos valores de Q encontrados para os veículos fabricados antes de 1994 indicaram a existência de veículos de uso comercial, que não foram identificados como tal, e a possibilidade de que alguns entrevistados desconheciam essa informação. Dessa forma, para cálculo da quilometragem média anual percorrida pelo grupo de veículos fabricados até 1993 os valores de quilometragem semanal percorrida acima de 500 km por semana foram desconsiderados. O valor encontrado considerando os dados de quilometragem referentes a 285 veículos foi 9.464 km/ano.

Para os veículos fabricados de 1994 a 1998 verificou-se a tendência dos dados do questionário serem subestimados embora, em média, as informações obtidas pelos dois métodos sejam equivalentes. Para os veículos fabricados de 1999 a 2004 foi observada a tendência oposta, ou seja, os dados de quilometragem média anual obtidos via hodômetros são menores que os informados via questionário. O importante é que essas informações em média se equivalem.

Para as quilometragens dos veículos fabricados em 2003 e 2004, para os quais o número de veículos da amostra foi menor que 20, foi aplicado também o teste não-paramétrico de *Wilcoxon* para medianas. Os resultados do teste para esses veículos indicaram que não há evidências para rejeitar a hipótese nula de que as quilometragens obtidas pela leitura dos hodômetros e pelo questionário são equivalentes, conforme mostrado da TABELA 5.8.

TABELA 5.8 - Resultados dos testes de *Wilcoxon* para igualdade das medianas de *Dif* ($Q_Q - Q_H$) para veículos leves em uso de Belo Horizonte

Ano de fabricação	Nº veículos	Estatística de teste	<i>P</i> *	Mediana estimada
2003	17	41	0,098	-5386
2004	13	44	0,944	-318,5

Considerando a equivalência dos dados de quilometragem percorrida por ano de fabricação para os veículos fabricados de 1994 a 2004, foi necessário escolher os valores a serem definidos para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte. Para tal, observou-se que, no conjunto, a série temporal obtida via questionários apresentou maior variabilidade dos dados, ou seja, menos homogênea. Também foi considerado que o número total de observações obtidas por consulta aos hodômetros (1016 veículos) foi maior que as obtidas via questionário (766 veículos).

Pelo exposto, concluiu-se pela utilização dos dados de quilometragem média anual percorrida obtidos via hodômetros para os veículos fabricados no período de 1994 a 2004 e dos obtidos por aplicação de questionários para o grupo de veículos fabricados até 1993.

As quilometragens médias anuais percorridas obtidas por consultas aos hodômetros foram analisadas como sendo uma série temporal. Por se tratar de uma série curta, cujos valores apresentam tendência de crescimento com a diminuição da idade dos veículos, foi utilizada a técnica de suavização de Holt. A série temporal foi suavizada utilizando o Software SPSS. As constantes de suavização α e δ que tornaram mínima a soma dos erros quadráticos de previsão foram 0,29 e 0,18, respectivamente. Assim as interferências foram minimizadas e a tendência principal de comportamento da série foi indicada, conforme mostrado no GRÁFICO 5.6.

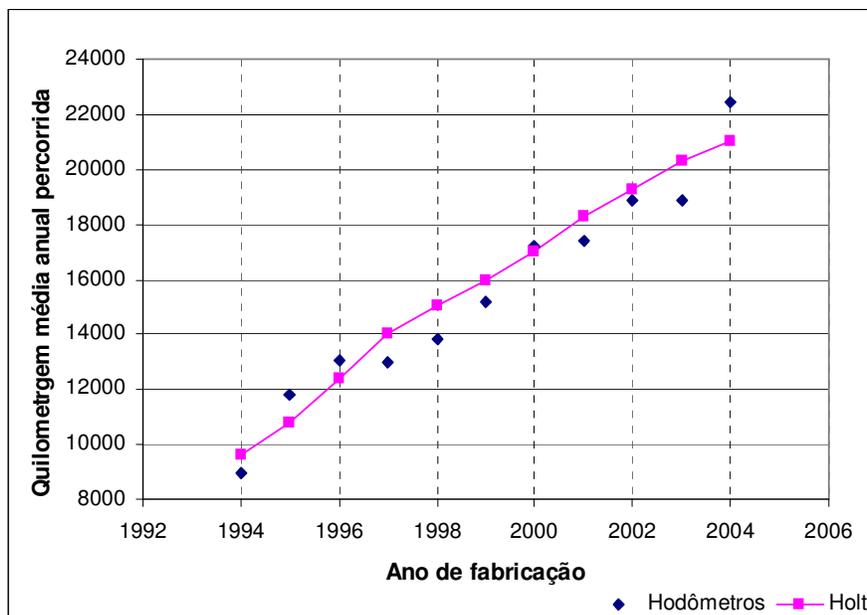


GRÁFICO 5.6 - Séries de dados de quilometragem média anual percorrida obtidos via hodômetros e suavizados pela técnica de Holt

Os valores de quilometragem média anual percorrida por ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte definidos neste trabalho, para o período de 1994 a 2004, são, portanto, os obtidos mediante leitura dos hodômetros dos veículos e suavizados mediante aplicação da técnica de suavização exponencial de Holt. Esses dados, assim como a quilometragem média anual percorrida para o grupo de veículos fabricados até o ano de 1993, são apresentados na TABELA 5.9.

Os valores quilometragem média anual percorrida determinados nesta pesquisa para os veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte, considerando que os fabricados em 2004 tinham menos de 1 ano de uso, os fabricados em 2003 tinham, em média, 1 ano e os fabricados em 1994 tinham 10 anos de uso, foram comparados aos obtidos para a frota de veículos leves de São Paulo em 1982 (CETESB, 1994), conforme mostrado no GRÁFICO 5.7.

TABELA 5.9 - Quilometragem média anual percorrida para os veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte

Ano de fabricação	Quilometragem média anual
1994	9647
1995	10765
1996	12433
1997	14022
1998	15061
1999	15984
2000	16999
2001	18315
2002	19255
2003	20331
2004	21026

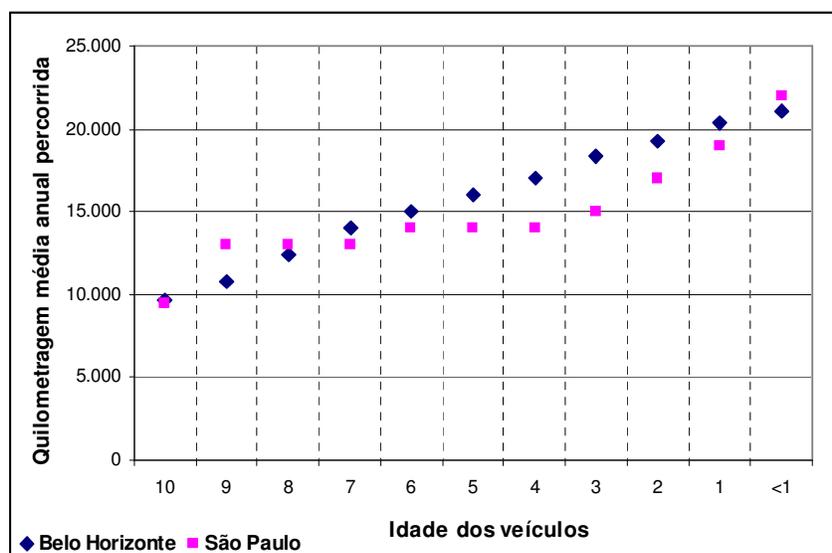


GRÁFICO 5.7 - Quilometragem média anual percorrida para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte e de São Paulo (CETESB, 1994)

Conforme pode ser verificado no GRÁFICO 5.7, os dados de quilometragem média anual percorrida determinados para os veículos leves do ciclo Otto de uso particular de

Belo Horizonte apresentaram a mesma ordem de grandeza dos valores obtidos para os veículos leves do ciclo Otto de São Paulo (CETESB, 1994). A análise desses dados indica que a série temporal desse parâmetro não varia muito de um centro urbano para outro e também não variou significativamente nas duas últimas décadas.

5.3 Determinação dos Fatores de Deterioração de CO e de HC

Os FD de CO e de HC com a idade dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte foram determinados mediante análise da relação entre os FE de CO e de HC desses veículos, em marcha lenta, (valores observados) e os FE de veículos leves novos nacionais (quando fabricados) obtidos nos processos de certificação (IBAMA, 2006).

Caso não houvesse deterioração ao longo do tempo de uso do motor e do sistema de exaustão dos gases de combustão, seria de se esperar que a emissão do veículo usado fosse a mesma de quando foi fabricado. Essa relação não se mantém após vários anos de uso, conforme pode ser verificado nos GRÁFICOS 5.8 (para CO) e 5.9 (para HC), caso contrario teria-se uma reta. O eixo x corresponde aos fatores médios de emissões dos veículos novos nacionais ($FE_{CO_{novo}}$) e o eixo y aos fatores médios de emissão de veículos em uso, em marcha lenta, de Belo Horizonte ($FE_{CO_{uso}}$).

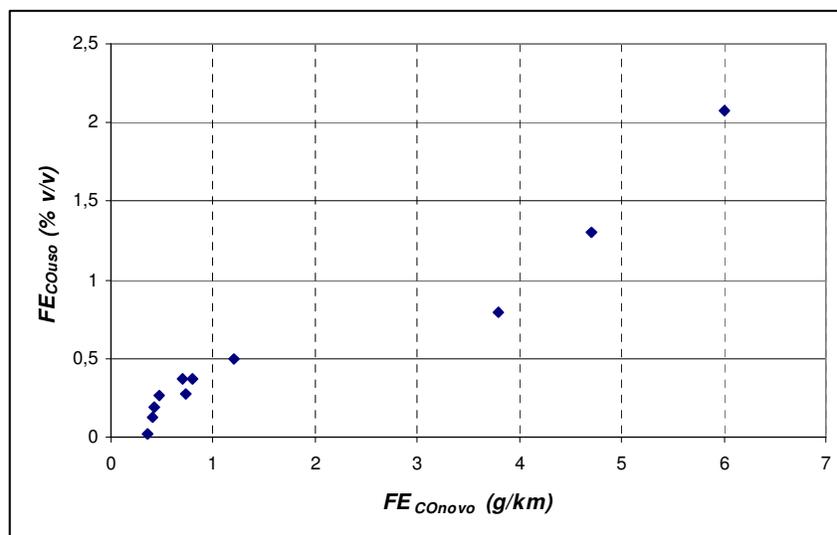


GRÁFICO 5.8 - Fatores médios de emissão de CO , em marcha lenta, para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte e novos nacionais (IBAMA, 2006)

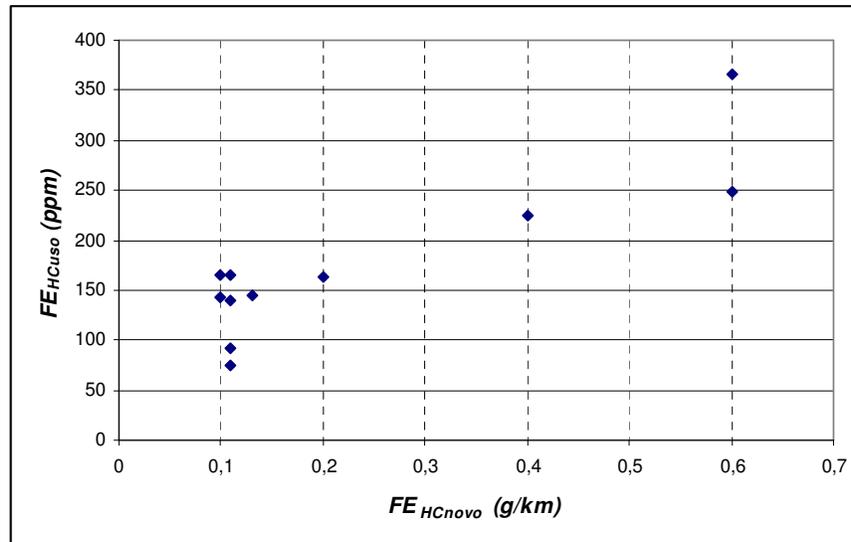


GRÁFICO 5.9 - Fatores médios de emissão de *HC*, em marcha lenta, para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte e novos nacionais (IBAMA, 2006)

A escolha dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* para os veículos em marcha lenta para determinação dos *FD* se justifica, uma vez que nessa condição de trabalho do motor ocorre maior emissão desses gases, quando comparado com o motor operando a uma velocidade angular de 2500 rpm. Além disso, a grande maioria dos trabalhos de definição de fatores de emissão veicular encontrados na literatura utiliza como referência a condição de operação do motor em marcha lenta.

Foi considerado também que no processo de homologação de veículos novos, além do fator médio de emissão de *CO* em gramas por quilômetros, o CONAMA exige das montadoras a medição do fator de emissão de *CO* em marcha lenta, em unidade de concentração (% v/v). Segundo CONAMA (1986), esses dados deveriam ser repassados para a Rede de Serviços Autorizados através do Manual de Serviços. Esse banco de dados ainda não foi disponibilizado, mas, em 2006, as montadoras comprometeram-se junto ao IBAMA a disponibilizá-los em médio prazo. Assim, espera-se que, no futuro próximo, a metodologia de determinação dos fatores de deterioração apresentada neste trabalho possa ser verificada.

Para análise da relação entre os fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* dos veículos em uso (valores observados) e novos nacionais (IBAMA, 2006) foram geradas as séries

temporais dos *índices* de emissão desses gases. Para tal, foi considerado que os veículos fabricados no ano de 2003, tinham na época dos trabalhos de campo, em média, um ano de uso e que ainda estariam com fatores de emissão de *CO* e de *HC* sob garantia de manutenção de fábrica. Dessa forma, o ano de 2003 foi usado como ano base de referência para cálculo dos índices, pois para os veículos fabricados nesse ano os fatores de deterioração de *CO* e de *HC* foram definidos como sendo iguais a um.

O ano de 2004 não foi usado como referência para cálculo dos *índices* de emissão, pois os veículos fabricados nesse ano tinham, na época da pesquisa, menos de 1 ano de uso. Além disso, a redução dos *FE* de *CO* dos veículos novos fabricados em 2003 (0,4 g/km) em relação aos fabricados em 2004 (0,35 g/km) foi de 12,5%, enquanto que para os veículos em uso foi de 84% (1,13% v/v em 2003 e 0,02% v/v em 2004). Os valores indicam que os *FE* de *CO* dos veículos ao sair de fábrica em 2004 seriam menores que os disponibilizados pelo IBAMA (2006) ou que *FE* de *CO* desses veículos foram reduzidos significativamente após o período de amaciamento do veículo.

Os fatores médios e os *índices* de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte (valores observados) e dos veículos novos nacionais (IBAMA, 2006), por ano de fabricação para o período de 1994 a 2003, são mostrados na TABELA 5.10.

TABELA 5.10 - Fatores médios e *índices* de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais

Ano de Fabricação	FE_{COuso} (% v/v)	$FE_{CO novo}$ (g/km) ⁽¹⁾	I_{COuso}	$I_{CO novo}$
1994	2,08	6,00	16,0	15,0
1995	1,30	4,70	10,0	11,8
1996	0,79	3,80	6,1	9,5
1997	0,50	1,20	3,8	3,0
1998	0,37	0,80	2,8	2,0
1999	0,37	0,70	2,8	1,8
2000	0,28	0,73	2,2	1,8
2001	0,26	0,48	2,0	1,2
2002	0,19	0,43	1,5	1,1
2003	0,13	0,40	1,0	1,0

⁽¹⁾(IBAMA, 2006)

Os *índices* de emissão de *CO* dos veículos em uso e novos apresentados na TABELA 5.10 foram obtidos dividindo os fatores médios de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte, em marcha lenta, (valores observados) e dos veículos novos nacionais (IBAMA, 2006), de cada ano de fabricação, pelo respectivo fator médio de emissão de *CO* do ano base de 2003. As séries temporais dos *índices* de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais, em função do ano de fabricação dos veículos, são plotadas no GRÁFICO 5.10.

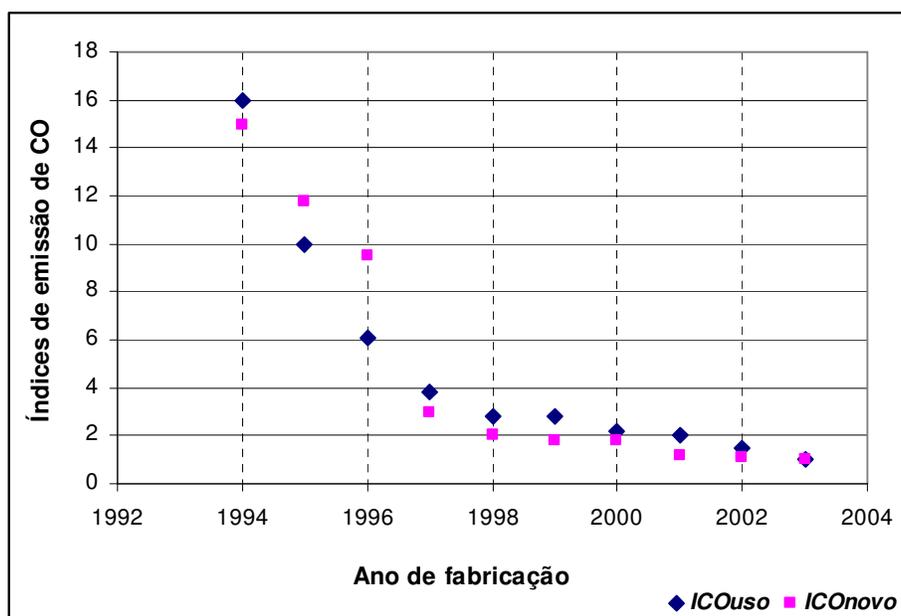


GRÁFICO 5.10 - Índices de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais

Pode-se verificar no GRÁFICO 5.10 a tendência de redução significativa dos *índices* de emissão de *CO*, sendo mais acentuada antes de 1997, tanto para as emissões dos veículos novos, ao sair da fábrica, quanto para os respectivos veículos em uso. Interessante observar que em 1997 teve início a Fase L-III do PROCONVE que reduziu o limite máximo de emissão de *CO* dos veículos novos de 12 g/km para 2 g/km, conforme mostrado na TABELA 3.1. Nesse ano, as montadoras tiveram de empregar, além de catalisadores, tecnologias para formação de mistura e controle eletrônico do motor.

Observa-se que o *índice* de emissão de *CO* dos veículos em uso (I_{COuso}) aumenta em relação ao *índice* de emissão de *CO* dos veículos novos ($I_{CO novo}$) com o aumento da idade dos veículos. Verifica-se uma influência mais direta na degradação das emissões com o tempo de uso dos veículos a partir do ano de 1996, ou seja, aqueles com mais de 7 anos de uso.

Observa-se, ainda, no GRÁFICO 5.10 que para os veículos mais novos, fabricados a partir de 1997, não há grande diferença entre os *índices* de emissão de *CO* dos veículos em uso e os *índices* de emissão de *CO* desses veículos ao sair de fábrica. Esse fato sugere uma maior influência do uso e manutenção com o aumento da idade dos veículos que se mostra mais acentuada para os veículos fabricados até 1996.

Os fatores médios e os *índices* de emissão de *HC* dos veículos em uso de Belo Horizonte (valores observados) e dos veículos novos nacionais (IBAMA, 2006) são mostrados na TABELA 5.11.

TABELA 5.11 - Fatores médios e *índices* de emissão de *HC* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais.

Ano de Fabricação	FE_{HCuso} (% v/v)	FE_{HCnovo} (g/km) ⁽¹⁾	I_{HCuso}	I_{HCnovo}
1994	365,3	0,60	4,0	5,4
1995	248,2	0,60	2,7	5,4
1996	225,4	0,40	2,5	3,6
1997	163,1	0,20	1,8	1,8
1998	143,5	0,10	1,6	0,9
1999	165,5	0,10	1,8	0,9
2000	144,8	0,13	1,6	1,2
2001	139,8	0,11	1,5	1,0
2002	165,7	0,11	1,8	1,0
2003	91,7	0,11	1,0	1,0

⁽¹⁾(IBAMA, 2006)

As séries temporais dos *índices* de emissão de *HC* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais, em função do ano de fabricação dos veículos, são plotadas no GRÁFICO 5.11.

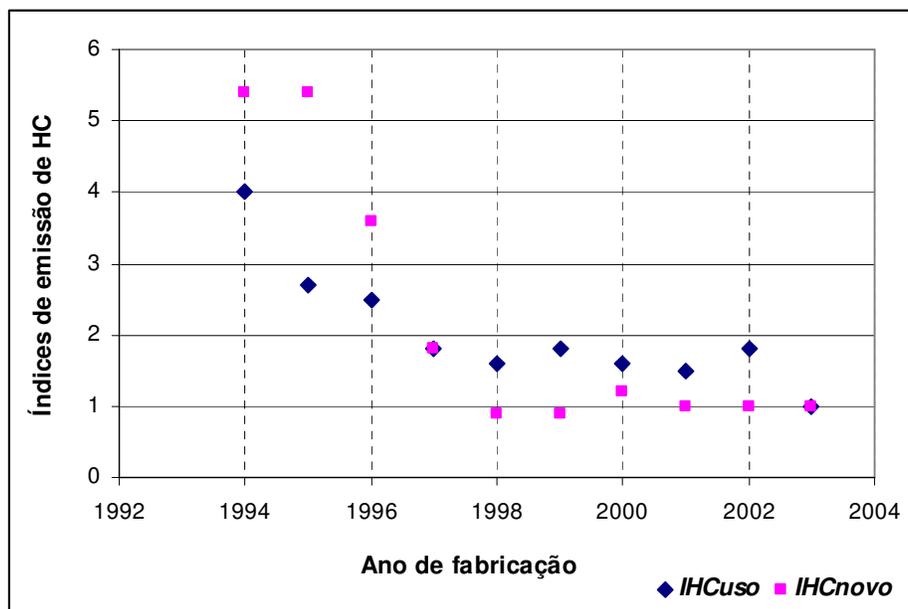


GRÁFICO 5.11 - Índices de emissão de *HC* dos veículos em uso de Belo Horizonte e dos veículos novos nacionais

Pode-se verificar no GRÁFICO 5.11 que tanto os *índices* médios de emissão de *HC* dos veículos em uso de Belo Horizonte, quanto dos veículos novos nacionais, de modo geral, decrescem com a diminuição da idade dos veículos. Verifica-se para *HC*, da mesma forma que para *CO*, uma aproximação entre os *índices* de emissão de veículos em uso e novos nacionais para os fabricados a partir de 1997.

Em seguida, foram quantificadas as variações anuais dos fatores médios de emissão de *CO* dos veículos novos nacionais, ao sair de fábrica, para o período de 1994 a 2003, conforme mostrado na TABELA 5.12.

As variações anuais dos fatores médios de emissão de *CO* dos veículos novos nacionais, mostrados na 2ª coluna da TABELA 5.12, foram calculadas utilizando a EQUAÇÃO 4.3. Em seguida, essas variações foram aplicadas aos fatores médios de emissão de *CO* dos veículos em uso de Belo Horizonte, em marcha lenta, a partir do ano base de 2003, conforme EQUAÇÃO 4.4. Dessa forma, foram calculados os fatores de emissão de *CO* estimados para os veículos quando novos, em unidade de concentração (% v/v) (3ª coluna da TABELA 5.12).

TABELA 5.12 - Variação anual dos FE_{CO} dos veículos novos nacionais e FE_{CO} estimado para os veículos de Belo Horizonte quando novos em % v/v

Ano de fabricação	$Var_{CO_{novo}}$	FE_{COest} (% v/v)
1994	0,28	1,66
1995	0,24	0,98
1996	2,17	1,58
1997	0,50	0,56
1998	0,14	0,42
1999	-0,04	0,27
2000	0,52	0,40
2001	0,12	0,21
2002	0,08	0,14
2003		0,13

A variação dos fatores médios de emissão de CO dos veículos novos nacionais fabricados em 2002 em relação aos fabricados em 2003 (TABELA 5.10) foi calculada usando a EQUAÇÃO 4.3 (cerca de 8% conforme mostrado na 2ª coluna da TABELA 5.12). Esse valor foi aplicado ao fator médio de emissão de CO dos veículos em uso fabricados em 2003 – igual a 0,13% v/v – (TABELA 5.3) utilizando a EQUAÇÃO 4.4, obtendo-se assim o fator médio de emissão estimado para os veículos fabricados em 2002 – 0,14% v/v – (3ª coluna da TABELA 5.12). Assim, foi construída uma nova série temporal dos fatores de emissão de CO estimados (FE_{COest}) considerando apenas as inovações tecnológicas implementadas a cada ano para o período entre 1994 e 2003.

As variações anuais dos fatores médios de emissão de HC dos veículos novos nacionais, para o período de 1994 a 2003, também foram quantificadas e são apresentadas na TABELA 5.13.

TABELA 5.13 - Variação anual dos FE_{HC} dos veículos novos nacionais e FE_{HC} estimado para os veículos de Belo Horizonte quando novos em ppm

Ano de fabricação	$Var_{HC_{\text{Novo}}}$	$FE_{HC_{\text{est}}}$ (ppm)
1994	0,00	248,18
1995	0,50	338,13
1996	1,00	326,13
1997	1,00	289,34
1998	0,00	165,53
1999	-0,23	111,36
2000	0,18	165,22
2001	0,00	165,74
2002	0,00	91,72
2003		91,72

As variações anuais dos fatores médios de emissão de HC dos veículos novos nacionais (2ª coluna da TABELA 5.13) foram calculadas usando a EQUAÇÃO 4.3 e em seguida foram aplicadas aos fatores médios de emissão de HC dos veículos em uso de Belo Horizonte (TABELA 5.4), usando a EQUAÇÃO 4.4, a partir do ano base de 2003. Foi então gerada a nova série temporal dos fatores de emissão de HC estimados, em unidade de concentração (ppm), considerando apenas as variações tecnológicas implementadas a cada ano para o período entre 1994 e 2003 (3ª coluna da TABELA 5.13).

Verifica-se na TABELA 5.13 que não ocorreu variação dos fatores médios de emissão de HC dos veículos novos fabricados em 2002 em relação aos fabricados em 2003, da mesma forma que para os fabricados em 2001 em relação aos fabricados em 2002. Assim, os fatores médios de emissão de HC estimados para os veículos fabricados em 2002 e 2003 foram iguais aos fatores médios de emissão de HC dos veículos em uso de 2003 e de 2002, ou seja, 91,72 e 165,74, respectivamente.

Em seguida foram calculados os valores correspondentes às razões entre os fatores médios de emissão dos veículos em uso de Belo Horizonte, valores observados em unidade de concentração (CO em % v/v e HC em ppm), e os respectivos fatores de

emissão estimados para os veículos quando novos, também em unidade de concentração (CO em % v/v e HC em ppm). Os valores encontrados são mostrados na TABELA 5.14.

TABELA 5.14 - Razão entre os FE de CO e de HC dos veículos de Belo Horizonte e os respectivos FE estimados para esses veículos quando novos

Ano de fabricação	FE_{COuso}/FE_{COest}	FE_{HCuso}/FE_{HCest}
1994	1,25	1,47
1995	1,33	0,73
1996	0,50	0,69
1997	0,90	0,56
1998	0,88	0,87
1999	1,38	1,49
2000	0,71	0,88
2001	1,23	0,84
2002	1,36	1,81
2003	1,00	1,00

Os valores obtidos para FE_{COuso}/FE_{COest} e para FE_{HCuso}/FE_{HCest} foram então suavizados para determinação dos fatores de deterioração das emissões de CO e de HC com o tempo de uso dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte. Para tal, foi utilizado o método de suavização exponencial de Holt por ser indicado para análise de séries temporais curtas cujas observações apresentam tendências. O método de suavização foi aplicado para diminuir o efeito das variações aleatórias que podem ter ocorrido devido às amostragens dos automóveis e aos diferentes níveis de interação entre uso e manutenção. Os valores foram suavizados utilizando o Software SPSS. As constantes de suavização α e δ para a menor soma dos quadrados dos erros de previsão para CO foram 0,0 e 0,9, respectivamente. Para HC a menor soma dos erros quadráticos foi encontrada para $\alpha = 0,02$ e $\delta = 0,01$.

Para relacionar o ano de fabricação dos veículos com a idade na época da pesquisa foi considerado que os fabricados em 2003 tinham, em média, 1 ano de uso. Conseqüentemente os fabricados em 2004 tinham menos de 1 ano de uso, os fabricados

em 2002 tinham 2 anos de uso, assim por diante. Os valores encontrados para os FD_{CO} e para os FD_{HC} , em função da idade dos veículos, são apresentados na TABELA 5.15.

TABELA 5.15 - Fatores de deterioração de CO e de HC em função da idade dos veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Idade dos veículos	FD_{CO}	FD_{HC}
10	1,26	1,45
9	1,24	1,41
8	1,21	1,37
7	1,18	1,34
6	1,15	1,29
5	1,12	1,24
4	1,10	1,19
3	1,06	1,14
2	1,04	1,10
1	1,01	1,03
<1	1,00	1,00

Os valores obtidos para as razões entre os fatores médios de emissão de veículos em uso de Belo Horizonte e os fatores de emissão estimados para esses veículos quando novos, para CO e para HC , e os respectivos fatores de deterioração são plotados nos GRÁFICOS 5.12 e 5.13, respectivamente.

A série temporal dos fatores de deterioração das emissões de CO com a idade dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, apresentada na TABELA 5.15 e no GRÁFICO 5.12, mostra que os FD_{CO} obtidos foram, em média, iguais a 1,01 para os veículos com 1 ano de uso (fabricados em 2003), 1,12 com 5 anos de uso (fabricados em 1999) e 1,26 com 10 anos de uso (fabricados em 1994). Ou seja, o aumento médio das emissões de CO dos veículos fabricados em 1994, em 2004, foi de 26%.

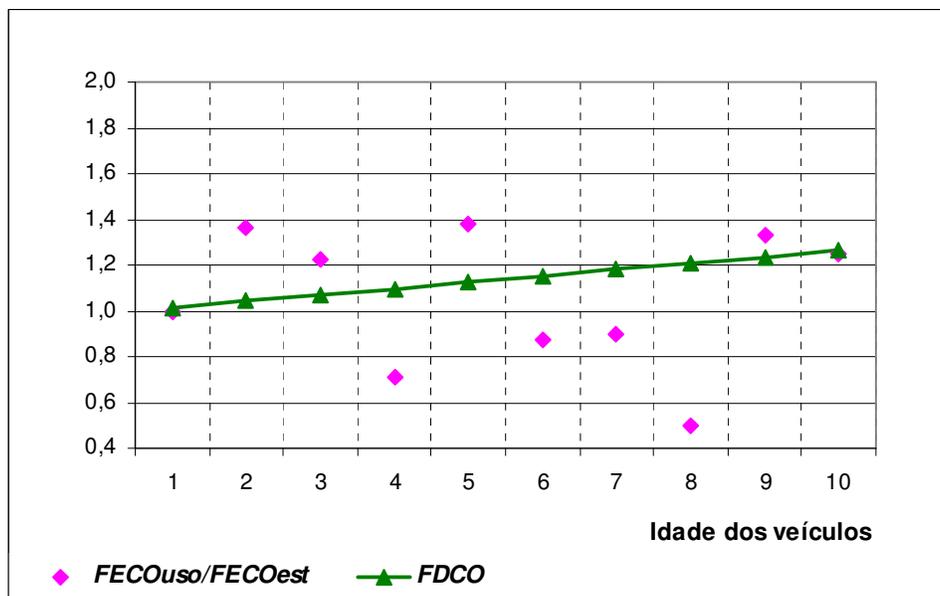


GRÁFICO 5.12 - Razão entre *FE* de *CO* observados e estimados e *FD* das emissões de *CO* para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

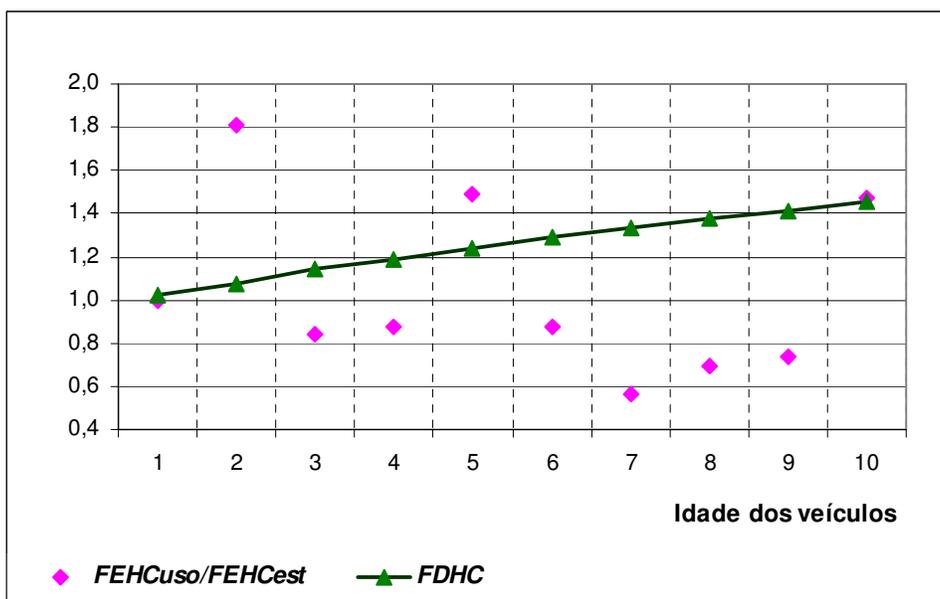


GRÁFICO 5.13 - Razão entre *FE* de *HC* observados e estimados e *FD* das emissões de *HC* para veículos leves do ciclo Otto em uso de Belo Horizonte

Quanto à série dos fatores de deterioração das emissões de *HC*, verifica-se, na TABELA 5.15 e no GRÁFICO 5.13, um aumento nas emissões de 14%, em média, para um veículo com 3 anos de uso. Para esse poluente, os veículos fabricados em 1999 (5 anos

de uso) apresentaram, em 2004, um aumento nas emissões de 24%, em média. Para os veículos fabricados em 1994, ou seja, com 10 anos de uso, o aumento médio das emissões foi de 45%. O fator de deterioração das emissões de *HC* (1,45) foi cerca de 15% maior que o fator de deterioração das emissões de *CO* (1,26) após 10 anos de uso dos veículos.

Os fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC* propostos neste trabalho para a frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte são, portanto, os valores apresentados na TABELA 5.15.

Para avaliação dos FD_{CO} e FD_{HC} determinados pela metodologia desenvolvida neste trabalho para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, os mesmos foram comparados com os FD_{CO} e FD_{HC} teóricos obtidos em função da quilometragem média acumulada conforme metodologia proposta pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1985).

Dessa forma, foi elaborado um ábaco contendo os valores dos fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC* calculados utilizando as EQUAÇÕES 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 deste documento. O referido ábaco é mostrado no ANEXO H. As quilometragens médias anuais obtidas para os veículos de Belo Horizonte (TABELA 5.9) foram multiplicadas pelas respectivas idades dos veículos, obtendo-se assim os dados de quilometragem média acumulada mostrados na 2ª coluna da TABELA 5.16. Para os veículos com menos de um ano de uso, foi atribuída a idade de 1/2 ano, considerando que os mesmos foram se integrando à frota no decorrer do ano. De posse dos dados de quilometragem média acumulada para os veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte, os FD_{CO} e os FD_{HC} foram obtidos mediante consulta ao ábaco do ANEXO H. Os fatores de deterioração de *CO* e de *HC* teóricos, assim obtidos, são apresentados na 3ª e na 4ª colunas da TABELA 5.16.

TABELA 5.16 - *FD* de *CO* e de *HC* teóricos obtidos conforme proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Idade dos veículos	Quilometragem média acumulada	FD_{CO}	FD_{HC}
10	96470	1,27	1,33
9	96885	1,27	1,33
8	99464	1,28	1,35
7	98154	1,27	1,34
6	90366	1,25	1,31
5	79920	1,22	1,28
4	67996	1,19	1,23
3	54945	1,15	1,19
2	38510	1,10	1,13
1	20331	1,05	1,03
<1	10513	1,01	1,01

Os *FD* das emissões de *CO* e de *HC* determinados usando a metodologia teórico-experimental (TABELA 5.15) apresentada neste trabalho (Belo Horizonte) e os teóricos (TABELA 5.16), calculados usando equações propostas pela USEPA (1985), são plotados nos GRÁFICOS 5.14 e 5.15.

Verifica-se no GRÁFICO 5.14 que os *FD* teóricos (USEPA, 1985) são, em geral, maiores que os teórico-experimentais determinados nesta pesquisa (Belo Horizonte). Com relação aos *FD* de *HC*, GRÁFICO 5.15, os valores obtidos pelos dois métodos são mais próximos quando comparados com os *FD* de *CO* para veículos com até 8 anos de uso e se distanciam para veículos com idade de 9 e 10 anos. Os *FD* de *HC* propostos pela USEPA são maiores para veículos com até 7 anos quando essa relação se inverte.

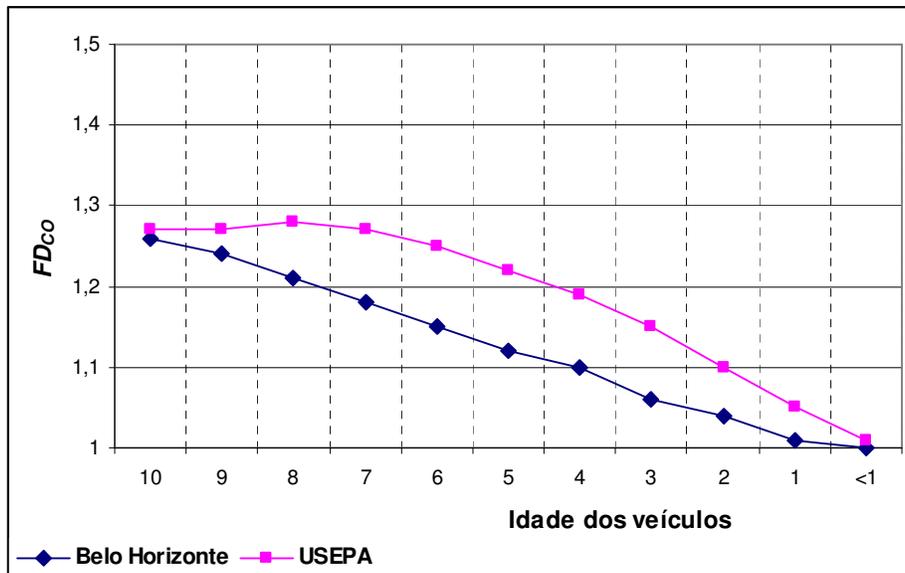


GRÁFICO 5.14 - Fatores de deterioração de *CO* teórico-experimentais (Belo Horizonte) e teóricos (USEPA)

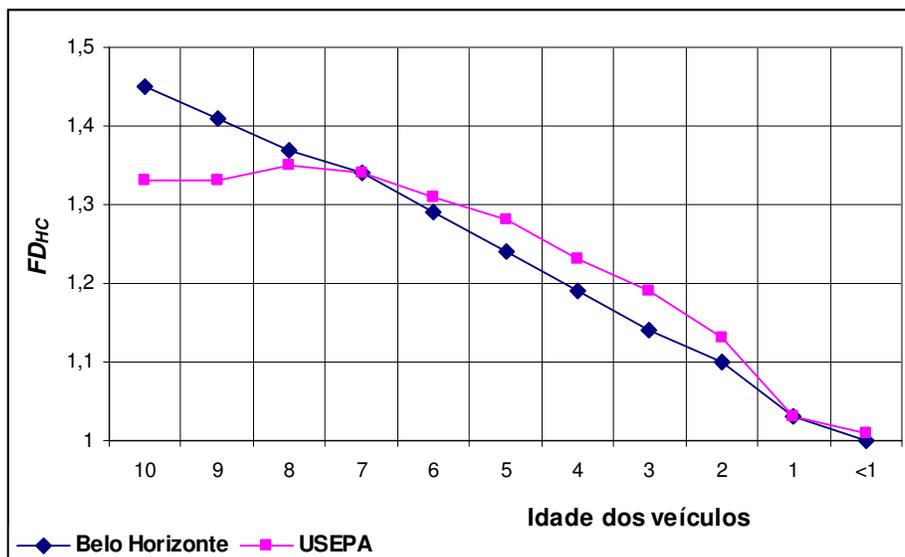


GRÁFICO 5.15 - Fatores de deterioração de *HC* teórico-experimentais (Belo Horizonte) e teóricos (USEPA)

5.4 Inventário de emissão de *CO* e *HC* dos automóveis de Belo Horizonte

O *IEV* é uma das ferramentas utilizadas para definição de impactos ambientais e deve, portanto, ser calculado usando informações confiáveis que levem à definição de

medidas efetivas de controle de emissão de poluentes atmosféricos para melhoria da qualidade do ar. Deve-se considerar, ainda, as alterações do clima que vêm se agravando nas últimas décadas devido ao aumento das emissões de gases de efeito estufa. Os veículos automotores contribuem com uma parcela significativa das emissões desses gases, em especial pela emissão direta de CO_2 que é produto da combustão completa de gasolina, álcool e GNV nos motores dos veículos leves do ciclo Otto.

Como exemplo da utilização dos parâmetros determinados nesta pesquisa foi elaborado o inventário de emissões de automóveis de Belo Horizonte – dezembro de 2004. Foram utilizados os FD_{CO} e os FD_{HC} determinados para os veículos com até 10 anos de uso a partir de 2004. Para todos os veículos com mais de 10 anos de uso, foram utilizados os FD_{CO} e de FD_{HC} definidos para os veículos com idade igual a 10 anos, considerando que para esses veículos os fatores de deterioração das emissões desses gases tendem a ficar constantes.

Foram também utilizados os valores de quilometragem média anual percorrida pelos veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte, definidos para cada ano de fabricação para os veículos com até 10 anos de uso. Para o restante dos veículos, aqueles com mais de 10 anos de uso, foi considerada a média dos dados obtidos mediante aplicação de questionários aos condutores dos veículos. Para estimar as cargas anuais de emissão de CO e de HC pelos veículos leves do ciclo Otto de uso comercial de Belo Horizonte seria necessário pesquisar os dados de quilometragem percorrida por essa categoria de veículos, o que não foi feito neste trabalho.

A avaliação de uma amostra de 70 veículos leves do ciclo Otto de uso comercial de Belo Horizonte indicou que os fatores de emissão e, conseqüentemente, os fatores de deterioração para os veículos de uso comercial e para os de uso particular podem ser considerados equivalentes. Já com relação à quilometragem média anual percorrida, a análise da amostra indicou que esses veículos rodam muito mais que os de uso particular. Portanto, os dados indicam a necessidade da realização de um estudo para definição dos valores de quilometragem média anual percorrida por ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto de uso comercial de Belo Horizonte.

Para cálculo do inventário das emissões de *CO* (*IEV_{CO}*) e de *HC* (*IEV_{HC}*) dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte foram utilizadas as equações:

$$IEV_{CO} = \sum_{i=1}^n FD_{COi} * Q_i * FE_{CO_{novo}} * FC_i \quad (5.2)$$

$$IEV_{HC} = \sum_{i=1}^n FD_{HCi} * Q_i * FE_{HC_{novo}} * FC_i \quad (5.3)$$

nas quais *FD_{CO}* e *FD_{HC}* são os fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC* por ano de fabricação dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, *Q* é a quilometragem média anual percorrida pelos veículos leves do ciclo Otto de uso particular de Belo Horizonte, (*FE_{CO_{novo}}*) e (*FE_{HC_{novo}}*) são os fatores médios de emissão dos veículos novos nacionais (IBAMA, 2006) e *FC* é a frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte licenciada em dezembro de 2004 (DETRAN/MG, 2005). O índice *i* corresponde aos 10 estratos formados por ano de fabricação dos veículos, mais o estrato correspondente ao grupo de veículos com mais de 10 anos de uso (*n* = 1, 2,...11).

As planilhas de cálculo do inventário das emissões de *CO* (*IEV_{CO}*) e de *HC* (*IEV_{HC}*) para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte são apresentadas nas TABELAS 5.17 e 5.18.

Conforme mostrado na TABELA 5.17, a frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte emitiu, em 2004, 88.569,7 toneladas de *CO*. Com relação às emissões de hidrocarbonetos, pode-se verificar na TABELA 5.18 que, em 2004, foram emitidas 9.748,6 toneladas.

Substituindo os *FD_{CO}* determinados nesta pesquisa (TABELA 5.17) pelos respectivos *FD_{CO}* teóricos calculados usando as equações da USEPA (1985) (TABELA 5.16) tem-se que a carga de monóxido de carbono emitida para a atmosfera de Belo Horizonte em 2004 seria de 89.527,2 toneladas. De forma similar, usando *FD_{HC}* teóricos a carga de hidrocarbonetos emitida, em 2004, seria de 9.022,3 toneladas.

TABELA 5.17- Inventário de emissão de *CO* dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte - 2004

Idade dos veículos	Nº veículos	<i>Q</i> (km)	<i>FE_{CO}nov</i> (g/km)	<i>FD_{CO}</i>	<i>IEV_{CO}</i> (ton/ano)
>11	237.229	9464	27,74	1,26	78472,9
10	28.175	9647	6,0	1,26	2054,8
9	38.411	10765	4,7	1,24	2409,8
8	35.171	12433	3,8	1,21	2010,6
7	44.316	14022	1,2	1,18	879,9
6	35.155	15061	0,8	1,15	487,1
5	26.526	15984	0,7	1,12	332,4
4	33.789	16999	0,73	1,10	461,2
3	40.356	18315	0,48	1,06	376,0
2	38.902	19255	0,43	1,04	335,0
1	40.323	20331	0,4	1,01	331,2
<1	56.887	21026	0,35	1	418,6
	655.240				88569,7

TABELA 5.18 - Inventário de emissão de *HC* dos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte - 2004

Idade dos veículos	Nº veículos	<i>Q</i> (km)	<i>FE_{HC}nov</i> (g/km)	<i>FD_{HC}</i>	<i>IEV_{HC}</i> (ton/ano)
>11	237.229	9464	2,5	1,45	8138,6
10	28.175	9647	0,60	1,45	236,5
9	38.411	10765	0,60	1,41	349,8
8	35.171	12433	0,40	1,37	239,6
7	44.316	14022	0,20	1,34	166,5
6	35.155	15061	0,10	1,29	68,3
5	26.526	15984	0,10	1,24	52,6
4	33.789	16999	0,13	1,19	88,9
3	40.356	18315	0,11	1,14	92,7
2	38.902	19255	0,11	1,1	90,6
1	40.323	20331	0,11	1,03	92,9
<1	56.887	21026	0,11	1	131,5
	655.240				9748,6

As emissões foram calculadas para toda frota de veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte, de forma aproximada, usando os dados de quilometragem média anual percorrida determinados nesta pesquisa para os veículos de uso particular de Belo Horizonte. Esses resultados são, portanto, subestimados por não considerar as quilometragens percorridas pelos veículos leves de Belo Horizonte de uso comercial que corresponde a cerca de 10% dessa frota.

Comparando as duas metodologias de elaboração de inventários de emissão de *CO* e de *HC*, tem-se que a emissão de *CO* calculada usando *FD* determinados para Belo Horizonte é cerca de 1% menor que a calculada utilizando as equações propostas pela USEPA (1985). Para hidrocarbonetos ocorreu o inverso, as emissões calculadas usando os *FD* determinados para Belo Horizonte foi cerca de 8% maior que as obtidas usando os *FD* determinados para Belo Horizonte.

6 CONCLUSÕES

Neste trabalho foram definidos os parâmetros básicos para elaboração de inventários de emissão de veículos leves de Belo Horizonte, ou seja, os fatores de deterioração das emissões de monóxido de carbono (*CO*) e de hidrocarbonetos (*HC*) e as quilometragens médias anuais percorridas em função da idade desses veículos.

Os fatores de deterioração das emissões (*FD*) foram determinados mediante análise da relação entre as séries temporais dos fatores médios de emissão (*FE*) de *CO* e de *HC* dos veículos leves em uso de Belo Horizonte (valores observados) e as respectivas séries temporais dos fatores médios de emissão de veículos leves novos nacionais (IBAMA, 2006), para o período de 1994 a 2003.

Para determinar os *FD* das emissões de *CO* e de *HC*, melhor seria acompanhar o uso de um grupo de veículos desde o momento em que saem de fábrica e assim determinar o fator médio de deterioração das emissões após 10 anos de uso, por exemplo. Entretanto, os custos e dificuldades inerentes a esse tipo de estudo (longitudinal) fazem com que sua execução seja rara.

Foi proposta uma abordagem alternativa ao estudo longitudinal, uma vez que as séries temporais dos *FE* de *CO* e de *HC* dos veículos leves em uso de Belo Horizonte foram obtidas, experimentalmente, de um estudo do tipo transversal. Os fatores de deterioração foram então determinados mediante análise das séries temporais dos fatores médios de emissão de veículos em uso de Belo Horizonte (grupo experimental) e dos fatores médios de emissão de veículos novos nacionais (grupo controle).

Embora esse estudo apresente várias aproximações, pois diferentes veículos estão sujeitos a diferentes tipos de uso e manutenção ao longo do tempo, os resultados obtidos, em termos médios, apresentaram-se coerentes com os valores encontrados na bibliografia internacional.

Acredita-se que parte da deficiência do estudo realizado tenha sido compensada pela utilização do grupo controle (*FE* dos veículos novos nacionais) e pela precisão no planejamento da amostragem para obtenção dos *FE* dos veículos em uso, pois, em

virtude do nível de confiança e erro de estimação estabelecidos previamente, obteve-se uma amostra representativa da frota de Belo Horizonte, cujo tamanho, 641 veículos, dificultaria a utilização de um experimento do tipo longitudinal.

As quilometragens médias anuais percorridas por ano de fabricação dos veículos leves em uso de Belo Horizonte foram definidas mediante análise dos dados obtidos dos registros dos hodômetros e dos informados pelos proprietários dos veículos de uso particular mediante aplicação de questionário. Concluiu-se que a média das quilometragens médias anuais obtidas mediante respostas dos questionários seriam representativas dos veículos fabricados até 1993. Para a série temporal dos veículos fabricados de 1994 a 2003 optou-se, para cada ano de fabricação dos veículos, pelas quilometragens médias anuais obtidas via hodômetro. A metodologia desenvolvida para análise desses dados mostrou-se eficiente, sendo os resultados consistentes com os encontrados na literatura.

O fator de deterioração das emissões de *CO* dos veículos leves em uso de Belo Horizonte com 5 anos de uso foi, em média, igual a 1,12, ou seja, a emissão de *CO* por esses veículos em 2004 foi acrescida de 12% em relação à emissão de *CO* original de fábrica. Já para os veículos com cerca de 10 anos de uso esse aumento foi, em média, 26% ($FD_{CO} = 1,26$).

Os fatores de deterioração das emissões de hidrocarbonetos foram, em geral, mais altos do que para monóxido de carbono. Os fatores de deterioração de *HC* foram, em média, 1,24 para os veículos com 5 anos de uso e 1,45 com 10 anos de uso.

A análise dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC* de uma amostra de 70 veículos leves do ciclo Otto de uso comercial de Belo Horizonte indicou que os fatores de emissão e, conseqüentemente, os fatores de deterioração desses veículos são equivalentes aos de uso particular. A análise dos dados de quilometragem média anual percorrida observados para os veículos leves de Belo Horizonte, assim como os dados levantados na literatura, indicam que os veículos de uso comercial rodam muito mais que os veículos de uso particular.

Portanto, podem ser utilizados, de forma aproximada, os fatores de deterioração das emissões de *CO* e de *HC* determinados para os veículos leves em uso de Belo Horizonte para representar os veículos de uso comercial. Já as diferenças das quilometragens médias anuais percorridas por essas duas categorias de uso dos veículos são significativas. Dessa forma, devem ser utilizados dados específicos de quilometragem média anual percorrida para cada uma dessas categorias de uso dos veículos: particular e comercial.

A atual dimensão da importância da redução das emissões de poluentes atmosféricos relacionadas ao aquecimento global evidenciou a inexistência de índices básicos como os aqui estudados. Com o crescente aumento do interesse pela questão das mudanças climáticas, observa-se maior demanda, em nível mundial, de informações relativas a inventários de emissões, em especial, dos gases de efeito estufa emitidos pelos veículos automotores.

Há de se considerar que os modelos de inventário devem ser alimentados com dados locais, consistentes, coletados de forma coordenada para que possam refletir as especificidades da região em estudo. Espera-se que os parâmetros obtidos nesta pesquisa possam contribuir para o refinamento de inventários de emissão veicular de Belo Horizonte e para formação do banco de dados de parâmetros de referência para elaboração de inventários nacionais.

Para trabalhos futuros sugere-se:

- A realização de estudo teórico-experimental para levantamento dos dados de quilometragem média anual percorrida pelos veículos leves do ciclo Otto de uso comercial de Belo Horizonte;
- O levantamento estatístico das emissões de fumaça preta pelos veículos a diesel da frota de Belo Horizonte a partir da medição da concentração desse poluente por sensoriamento remoto;
- A realização de um estudo transversal de definição dos fatores médios de emissão de *CO*, *HC* e *NO_x* de veículos leves do ciclo Otto utilizando dinamômetro de rolos.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- 1 Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. NBR 6601. **Veículos rodoviários automotores leves – Determinação de hidrocarbonetos, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e dióxido de carbono no gás de escapamento.** Rio de Janeiro, 2001.
- 2 BARROS, J. E. M. **Escoamento reativo em desequilíbrio químico em bocais convergente - divergente.** 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aeronáutica e Mecânica), Instituto Tecnológico de Aeronáutica. São José dos Campos, 1993.
- 3 BHATTACHARYYA, G. K.; JOHNSON, R. A. **Statistical concepts and methods.** New York: John Wiley, 1977.
- 4 BOLFARINE, H.; BUSSAB, W. O. **Elementos de amostragem.** São Paulo: Edgard Blucher, 2005.
- 5 BOSCH, R. **Manual de tecnologia automotiva.** São Paulo: Edgard Blucher, 2005.
- 6 BRANCO, G. M. **A necessidade de combustíveis limpos.** (Trabalho apresentado na Conferência Internacional de Emissões Veiculares da Associação de Fabricantes de Equipamentos para Controle de Emissões Veiculares da América do Sul - AFEEVAS, 4, Brasília, 2005).
- 7 BRANCO, G. M.; BRANCO, F. C. **Estimativa dos fatores de deterioração das emissões de veículos leves a partir de medições por sensoriamento remoto.** Brasília, 2006. No prelo.
- 8 BRANCO, G. M.; SZWARC A. **Sistemas Retrofit:** alternativas para reduzir a emissão de veículos diesel em uso. (Trabalho apresentado no Simpósio Internacional de Engenharia Automotiva - SIMEA, 14, São Paulo, 2006).

- 9 BRASIL. Ministério de Ciência e Tecnologia. **Primeiro inventário de emissões e remoções antrópicas de gases do efeito estufa não controladas pelo Protocolo de Montreal**. Brasília, 2004.
- 10 COCHRAN, W. G. **Sampling techniques**. 3rd. ed. New York: John Wiley, 1977.
- 11 COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Inventário de emissão veicular**: metodologia de cálculo. São Paulo, 1994.
- 12 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 3**: dispõe sobre os padrões nacionais de qualidade do ar. Brasília, 1990.
- 13 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 18**: dispõe sobre criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE. Brasília, 1986.
- 14 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 7**: Define as diretrizes básicas e padrões de emissão para o estabelecimento de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em uso – I/M. Brasília, 1993.
- 15 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 8**: Regulamenta os requisitos para adoção de sistemas OBD nos veículos automotores leves objetivando preservar a funcionalidade dos sistemas de controle de emissão Complementa a Resolução Nº 18/86, que institui, em caráter nacional, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, estabelecendo limites máximos de emissão de poluentes para motores destinados a veículos pesados novos, nacionais e importados. Brasília, 1993.
- 16 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 14**: Atualiza o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos

Automotores - PROCONVE, com relação à durabilidade das emissões. Brasília, 1995.

- 17 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 16:** Atualiza o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE, com relação à fumaça em aceleração livre para veículos a diesel. Brasília, 1995.
- 18 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 17:** ratifica os limites máximos de emissão de ruído por veículos automotores e o cronograma para seu atendimento previsto na Resolução CONAMA Nº 8/1993 (art. 20). Brasília, 1990.
- 19 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 226:** Confirma a FASE IV prevista na Resolução Nº 8/1993 edá outras providências. Brasília, 1997.
- 20 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 282:** Estabelece os requisitos para os conversores catalíticos destinados a reposição, e dá outras providências. Brasília, 2001.
- 21 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 297:** Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motociclos e veículos similares novos. Brasília, 2002.
- 22 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 315:** dispõe sobre a nova fase do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE. Brasília, 2002.
- 23 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução número 354:** Regulamenta os requisitos para adoção de sistemas OBD nos veículos automotores leves objetivando preservar a funcionalidade dos sistemas de controle de emissão. Brasília, 2004.

- 24 DEGOBERT, P. **Automobiles and pollution**. Paris: Editions Techniques, 1995.
- 25 DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DE MINAS GERAIS - DETRAN/MG. **Caracterização da frota de veículos automotores de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, 2005.
- 26 DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DE MINAS GERAIS - DETRAN/MG. **Planilhas de dados de evolução das frotas de veículos automotores de Minas Gerais e de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, 2006.
- 27 DUTRA, E. G. et al. **Projeto Inspeção Veicular**: capacitação e avaliação inicial. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM. 2005.
- 28 DUTRA, Elisete G. et al. **Relatório Técnico do Plano de Controle de Poluição de Veicular – PCPV/MG**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, 2001.
- 29 DE VAUS, D.A. Formulating and clarifying research questions. Chapter 3 IN: **Survey in Social Research**. London: George Allen & Unwin, 1986, p.27-46.
- 30 ECOSOFT CONSULTORIA E SOFTWARES AMBIENTAIS LTDA. **Inventário de fontes de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto de rede otimizada de monitoramento atmosférico para a região metropolitana de Belo Horizonte - Contagem - Betim**. Belo Horizonte, 2003.
- 31 ENVIRONMENTALITY - TECNOLOGIA COM CONCEITOS AMBIENTAIS LTDA. **Inventário de fontes móveis**: benefícios do PROCONVE. Brasília, 2006.
- 32 FARIAS A. A.; SOARES, J. F.; CÉSAR, C. C. **Introdução à estatística**. 2. Ed. Rio de Janeiro: LTC, 2003.

- 33 FIORAVANTE, E. F. et al. **Distribuição espacial dos resultados parciais do projeto de inspeção veicular.** (Trabalho apresentado ao Seminário de Tecnologia de Motores e Emissões, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, Belo Horizonte, 2004).
- 34 FRANÇA, J. L.; VASCONCELLOS, A. C.; **Manual de normalização de publicações técnico-científicas.** 7. ed. Belo Horizonte, Editora UFMG, 2004.
- 35 HALLAL, P. C. et al. **Early determinants of physical activity in adolescence:** prospective birth cohort study. *BMJ* 2006; São Paulo, n. 332; p 1002-1007, Apr. 2006.
- 36 HEYWOOD, J. B. **Internal combustion engine fundamentals.** New York: McGraw-Hill, 1988.
- 37 INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores - PROCONVE/PROMOT.** Brasília, 2004.
- 38 INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Fatores médios de emissão de veículos leves novos.** Disponível em: www.ibama.gov.br/proconve/home.htm. Acesso em: 22 de junho de 2006.
- 39 JORNAL DO CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - CREA-MG. Belo Horizonte, CREA-MG, nº8, 2006.
- 40 LAMA, N. **Control de emisiones de fuentes moviles.** (Trabalho apresentado na Conferência Internacional de Emissões Veiculares da Associação dos Fabricantes de Equipamentos para Controle de Emissões Veiculares da América do Sul - AFEEVAS. 4, Brasília, 2005).

- 41 LIU, B. W. Y. et al. **Monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte: período de 2003 a 2004**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM. 2005.
- 42 LOPES, R. D. **Previsão de autopeças**: estudo de caso em uma concessionária de veículos. 107 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Negócios), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2002.
- 43 MANNERS, M. T. **Evolução dos combustíveis**: experiências nos Estados Unidos das Américas. (Trabalho apresentado na Conferência Internacional de Emissões Veiculares da Associação de Fabricantes de Equipamentos para Controle de Emissões Veiculares da América do Sul - AFEEVAS, 4, Brasília, 2005).
- 44 MASSAGARD, M. **A evolução do PROCONVE**: influências na tecnologia diesel na competitividade dos produtos produzidos no Brasil. Associação de Engenharia Automotiva. São Paulo, 2003. São Paulo: Associação de Engenharia Automotiva, 2003.
- 45 MELO, T. C. C.; MACHADO, G. B.; SIQUEIRA, A. A. **O programa de controle de emissões veiculares no Brasil pode influenciar a frota de veículos leves a GNV**. (Trabalho apresentado ao Seminário de Tecnologia de Motores e Emissões, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, Belo Horizonte, 2004).
- 46 MONTGOMERY D. C.; Runger G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 2.ed. Rio de Janeiro: LTC, 2003.
- 47 MOREIRA, M. P.; BAGNO, R. B. **Controle e monitoração da emissão de poluentes nos veículos a gasolina no contexto da normativa OBD**. (Trabalho apresentado ao Seminário de Tecnologia de Motores e Emissões, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, Belo Horizonte, 2004).

- 48 MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2. ed. rev. e aum. São Paulo: Edgard Blucher, 2006.
- 49 NAPRO ELETRÔNICA INDUSTRIAL LTDA. **Analizador de gases com inspeção veicular e software de controle**: manual de operação: versão: 1.11G/2003. São Paulo, 2003.
- 50 PALOMBO, F. **Evolução dos combustíveis**: como chegar a teores de enxofre ultra baixos. (Trabalho apresentado na Conferência Internacional de Emissões Veiculares da Associação de Fabricantes de Equipamentos para Controle de Emissões Veiculares da América do Sul - AFEEVAS, 4, Brasília, 2005).
- 51 PENTEADO, J. F. **O modelo de desenvolvimento tecnológico brasileiro e os desafios externos na indústria automotiva**. (Trabalho apresentado no Congresso Sae Brasil, São Paulo, 2004).
- 52 PUJADAS, M. et al. **Comparison between experimental and calculated vehicle idle emission factors for Madrid fleet**. Madrid, 2004.
- 53 PULKRABEK, W. W. **Engineering fundamentals of the internal combustion engine**. New Jersey: Prentice-Hall, 1997.
- 54 RENTARÍA, J. S.; RAMIREZ, M. C. R.; RIVERA, S. R. **Inventario de emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México**. México: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal. 2004.
- 55 RODRIGUES R. Alternativa de sustentabilidade. **Revista Trabalho & Bons Negócios**, São Paulo, n. 9, maio 2005.
- 56 SALDIVA, Paulo. **Poluição x Saúde x PRCONVE**: efeitos da poluição do ar sobre a saúde. (Trabalho apresentado na Conferência Internacional de Emissões Veiculares da Associação de Fabricantes de Equipamentos para Controle de Emissões Veiculares da América do Sul - AFEEVAS, 4, Brasília, 2005).

- 57 SCHEAFFER, R. L.; MENDENHALL, W.; OTTI, L. **Elementary survey sampling**, 4th ed. Boston: PWS-Kent, 1990.
- 58 TRIOLA, M. F. **Introdução à estatística**. 7. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1999.
- 59 UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Mobile source emission factors**. Ann Arbor Laboratory. New York. 1985.
- 60 UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Proposed identification of diesel exhaust as a toxic air contaminant: appendix III, Part A: exposure assessment**. California Air Resources Board, 1988.
- 61 UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **User's guide to MOBILE6.1 E MOBILE6.2: Mobile Source Emission Factor Model**. New York, 2003.

ANEXO A - Curvas de sucateamento para veículos leves

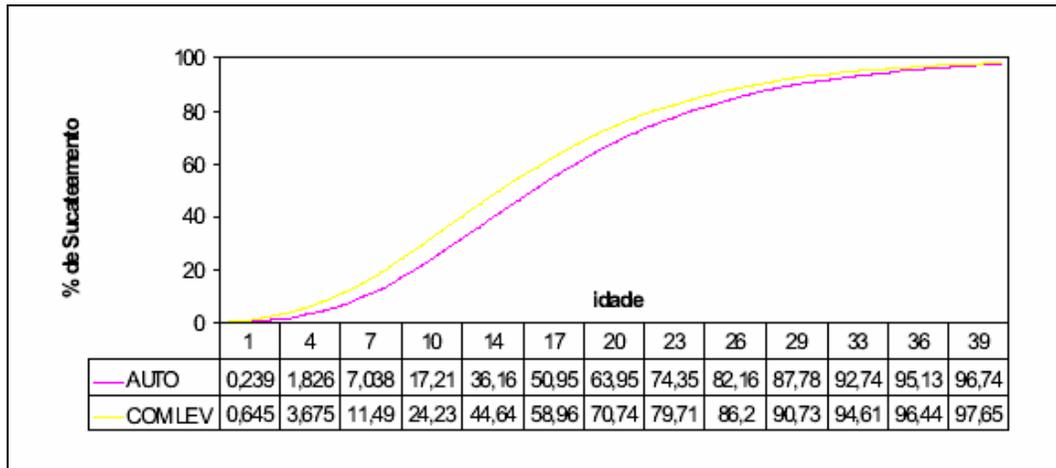


GRÁFICO A.1- Curvas de sucateamento para veículos leves

FONTE: (MCT, 2004)

A função de sucateamento que estabelece o percentual dos veículos sucateados em função da idade, limita a vida máxima do veículo a 40 anos e é uma função Gomperts e pode ser representada pela EQ. (A.1)

$$S_t = \exp [-\exp(a+b(t))] \quad (\text{A.1})$$

sendo S_t a fração de veículos sucateados na idade t . Os valores de a e b foram ajustados para automóveis ($a = 1,798$ e $b = - 0,137$) e para os veículos comerciais leves ($a = 1,6189$ e $b = - 0,141$).

**ANEXO B - Quilometragem média anual estimada mediante idade do veículo,
preço do combustível e nível de renda da população**

TABELA B.1

Quilometragem média para veículos a gasolina (1000 km)

Ano-modelo	1990	1991	1992	1993	1994
pré 1975	11,50	11,70	11,10	10,60	10,60
1975 - 1979	11,50	11,70	11,10	10,60	10,60
1980	15,70	15,80	15,00	14,30	14,10
1981	16,70	16,70	16,00	15,20	14,90
1982	17,80	17,80	17,00	16,00	15,80
1983	19,30	19,20	18,40	17,40	16,80
1984	20,80	30,50	19,70	18,60	17,80
1985	22,30	22,00	21,10	19,90	19,00
1986	24,00	23,50	22,70	21,30	20,20
1987	26,70	26,10	25,10	23,50	22,00
1988	28,00	27,30	26,40	24,70	23,00
1989	30,10	29,20	28,60	26,40	24,50
1990	32,20	31,20	30,30	28,20	26,10
1991		33,40	32,40	30,10	27,70
1992			34,50	32,30	29,40
1993				33,90	30,90
1994					32,70
Média	16,00	17,60	18,50	19,50	20,80

FONTE – (MCT, 2004)

TABELA B.2

Quilometragem média para veículos a álcool (1000 km)

Ano-modelo	1990	1991	1992	1993	1994
pré 1975	8,90	9,20	7,80	7,80	7,90
1975 - 1979	8,90	9,20	7,80	7,80	7,90
1980	11,30	11,60	10,00	9,80	10,00
1981	12,10	12,40	10,70	10,60	10,70
1982	13,30	13,50	11,70	11,50	11,50
1983	14,20	14,40	12,60	12,30	12,20
1984	15,60	15,80	13,80	13,40	13,30
1985	16,90	17,00	14,90	14,50	14,20
1986	18,30	18,30	16,10	15,60	15,30
1987	20,20	20,20	17,80	17,20	16,70
1988	21,60	21,50	19,00	18,40	17,70
1989	23,30	23,20	20,60	19,80	19,10
1990	25,40	25,20	22,40	21,50	20,60
1991		27,20	24,20	23,20	22,10
1992			26,40	25,30	23,90
1993				27,00	25,50
1994					27,70
Média	18,00	18,50	16,80	17,00	17,00

FONTE – (MCT, 2004)

**ANEXO C - Questionário padrão aplicado aos condutores dos veículos leves do
Ciclo Otto de Belo Horizonte**

 <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; padding: 5px; display: inline-block;"> Projeto Inspeção Veicular </div>		ENTREVISTADOR Nome: _____ Data: ____/____/____ Local: _____ N° do Questionário: _____		
IDENTIFICAÇÃO				
1) Placa: _____		2) Marca/Modelo: _____ <input type="checkbox"/> Bicombustível <input type="checkbox"/> Flex		
QUESTIONÁRIO				
3) Nome do Motorista: _____				
4) Data Nascimento ____/____/____		5) Estado Conjugal: <input type="checkbox"/> Não Respondeu <input type="checkbox"/> Casado <input type="checkbox"/> União Consensual <input type="checkbox"/> Separado não judicialmente <input type="checkbox"/> Separado Judic./Desquitado <input type="checkbox"/> Divorciado		
6) Sexo: <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> M		<input type="checkbox"/> Viúvo <input type="checkbox"/> Solteiro		
7) Nível de Escolaridade:		8) Faixa de Renda Mensal		
<input type="checkbox"/> Não respondeu		<input type="checkbox"/> Não respondeu		
<input type="checkbox"/> 1º. Grau Incompleto		<input type="checkbox"/> Desempregado		
<input type="checkbox"/> 2º. Grau Incompleto		<input type="checkbox"/> < R\$ 200		
<input type="checkbox"/> Superior Incompleto		<input type="checkbox"/> R\$ 201-R\$ 400		
<input type="checkbox"/> Analfabeto		<input type="checkbox"/> R\$ 401-R\$ 600		
<input type="checkbox"/> 1º. Grau Completo		<input type="checkbox"/> R\$ 601 - R\$ 800		
<input type="checkbox"/> 2º. Grau Completo		<input type="checkbox"/> R\$ 801 - R\$ 1.000		
<input type="checkbox"/> Superior Completo		<input type="checkbox"/> R\$ 1.001- R\$ 2.000		
		<input type="checkbox"/> R\$ 2.001- R\$ 4.000		
		<input type="checkbox"/> > R\$ 4.000		
9) Endereço Residencial:				
Rua _____		Bairro: _____		
Cidade: _____		Telefone: (31) _____ - _____		
10) Sua residência é: <input type="checkbox"/> Não respondeu <input type="checkbox"/> Alugada <input type="checkbox"/> Financiada <input type="checkbox"/> Cedida <input type="checkbox"/> Própria				
11) A sua residência tem quantos veículos de uso particular? _____				
12) Quem é o proprietário desse veículo? <input type="checkbox"/> Eu mesmo <input type="checkbox"/> Empresa <input type="checkbox"/> Esposo(a) <input type="checkbox"/> Pai/Mãe <input type="checkbox"/> Irmão(ã) <input type="checkbox"/> Tio(a) <input type="checkbox"/> Avós <input type="checkbox"/> Outros: _____				
13) É o primeiro proprietário desse veículo? <input type="checkbox"/> Não sabe <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Sim				
14) Faz as revisões conforme as recomendações de fábrica? <input type="checkbox"/> Não sabe <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Às vezes				
15) Já fez alguma alteração/manutenção no catalisador? <input type="checkbox"/> Não sabe <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não Tem				
16) O motor é retificado? <input type="checkbox"/> Não sabe (VÁ PARA QUESTÃO 18) <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Sim (VÁ PARA QUESTÃO 18)				
17) Qual a quilometragem após a retificação? _____ Km <input type="checkbox"/> Não sabe				
18) Quem dirige esse veículo com maior frequência? _____				
19) Em média, quantos quilômetros você percorre por semana? _____ Km <input type="checkbox"/> Não sabe				
INFORMAÇÃO VISUAL DO VEÍCULO		<input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/>  <input type="checkbox"/> 		
Pneus: (coloque a condição de cada pneu na figura)		1. careca 2. Semi-novo		
		3. Desgaste desigual 4. Novo		
Lataria/Pintura	Farol/Lanterna	Retrovisor	Pára-choques	Escapamento
<input type="checkbox"/> amassada	<input type="checkbox"/> farol quebrado	<input type="checkbox"/> falta um	<input type="checkbox"/> amarrado	<input type="checkbox"/> ruim
<input type="checkbox"/> enferrujada	<input type="checkbox"/> farol em bom estado	<input type="checkbox"/> quebrado	<input type="checkbox"/> amassado	<input type="checkbox"/> bom
<input type="checkbox"/> queimada	<input type="checkbox"/> lanterna quebrada	<input type="checkbox"/> bom estado	<input type="checkbox"/> quebrado	<input type="checkbox"/> ótimo
<input type="checkbox"/> arranhada	<input type="checkbox"/> lanterna bom estado		<input type="checkbox"/> bom estado	
<input type="checkbox"/> em bom estado				
Uso do Veículo: <input type="checkbox"/> Táxi <input type="checkbox"/> Escolar <input type="checkbox"/> Uso Próprio <input type="checkbox"/> Trabalhar				

ANEXO D - Veículos leves do ciclo Otto em circulação em Belo Horizonte por tipo de combustível

TABELA D.1

Ano de fabricação	Frota de veículos de Belo Horizonte			
	Álcool	Gasolina	Flexfuel	Total
<1994	68.197	169.031	1	237.229
1994	1.603	26.572	0	28.175
1995	473	37.938	0	38.411
1996	44	35.127	0	35.171
1997	8	44.308	0	44.316
1998	12	35.143	0	35.155
1999	256	26.270	0	26.526
2000	132	33.655	2	33.789
2001	555	39.801	0	40.356
2002	884	38.018	0	38.902
2003	607	38.671	1.045	40.323
2004	143	44.083	12.661	56.887
Total	72.914	568.617	13.709	655.240

FONTE: (DETRAN/MG, 2005)

ANEXO E - Planilha de resultado dos cálculos do tamanho da amostra

TABELA E.1

Ano de fabricação	CO		HC		Amostra mínima
	ML	2500rpm	ML	2500rpm	
<1994	<u>63</u>	48	52	39	63
1994	<u>55</u>	38	19	9	55
1995	<u>30</u>	17	8	3	30
1996	<u>14</u>	3	3	2	14
1997	<u>56</u>	52	3	1	56
1998	<u>76</u>	75	3	2	76
1999	<u>48</u>	9	14	1	48
2000	<u>27</u>	13	2	1	27
2001	11	<u>36</u>	2	3	36
2002	16	<u>52</u>	8	5	52
2003	<u>15</u>	1	2	1	15
2004	1	<u>2</u>	1	1	2

**ANEXO F - Estatística descritiva dos fatores médios de emissão de *CO* e de *HC*
para os veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte**

TABELA F.1

Ano de fabricação	<i>FE_{CO}</i> (% v/v)							
	Marcha Lenta				2500 rpm			
	Mín	Máx	Méd	DP	Mín	Máx	Méd	DP
<1994	0,00	9,99	4,23	3,03	0,00	9,99	3,49	2,65
1994	0,00	9,67	2,08	2,82	0,00	9,36	1,80	2,33
1995	0,00	8,80	1,30	2,09	0,00	7,26	0,90	1,53
1996	0,01	7,09	0,79	1,39	0,00	3,22	0,47	0,59
1997	0,00	6,37	0,50	0,95	0,00	6,17	0,54	0,92
1998	0,00	8,24	0,37	1,14	0,00	7,29	0,44	1,10
1999	0,00	6,48	0,37	0,88	0,00	1,64	0,38	0,37
2000	0,00	4,74	0,28	0,66	0,00	2,92	0,30	0,45
2001	0,00	2,73	0,26	0,41	0,00	6,06	0,38	0,76
2002	0,00	3,65	0,19	0,50	0,00	4,48	0,38	0,92
2003	0,00	2,67	0,13	0,48	0,00	0,25	0,05	0,07
2004	0,00	0,26	0,02	0,05	0,00	0,59	0,05	0,13

TABELA F.2

Ano de fabricação	FE_{HC} (ppm)							
	Marcha Lenta				2500 rpm			
	Mín	Máx	Méd	DP	Mín	Máx	Méd	DP
<1994	23	3930	571	640	15	6570	332	551
1994	36	2030	365	386	26	1559	215	259
1995	21	1419	248	247	21	708	150	137
1996	37	936	225	153	30	452	133	90
1997	19	673	163	128	21	485	120	83
1998	11	862	145	144	11	640	103	94
1999	22	2510	166	325	15	479	94	73
2000	16	580	145	119	17	381	98	71
2001	16	437	140	98	18	887	120	129
2002	10	1582	166	240	13	1418	134	193
2003	13	408	92	95	13	325	76	74
2004	15	210	75	52	16	228	70	47

ANEXO G - Estatística descritiva das quilometragens médias anuais percorridas pelos veículos leves do ciclo Otto de Belo Horizonte

TABELA G.1 - Valores obtidos via hodômetro.

Ano de Fabricação	Hodômetros	Quilometragem Média Percorrida (km/ano)			
		Mínima	Máxima	Média	Desvio Padrão
<1994	377	520	55.096	7.928	6.511
1994	63	543	22.199	8.973	4.357
1995	87	1.134	90.989	11.802	12.724
1996	63	1.624	90.351	13.083	12.630
1997	85	1.343	45.963	12.964	6.679
1998	85	1.446	55.220	13.826	6.966
1999	49	1.471	48.552	15.206	8.870
2000	53	2.697	62.500	17.217	10.789
2001	50	2.824	85.503	17.403	14.031
2002	49	6.708	60.373	18.881	12.751
2003	32	2.939	87.154	18.899	16.261
2004	23	4.364	55.893	22.455	13.817
Total	1.016	-	-	-	

TABELA G.2 - Valores obtidos via questionário.

Ano de Fabricação	Questionários	Quilometragem média percorrida (km/ano)			
		Mínima	Máxima	Média	Desvio Padrão
<1994	321	260	104.000	13.422,16	14.106
1994	48	1.040	78.000	13.043,33	13.964
1995	71	520	52.000	11.908,73	9.266
1996	46	1.040	156.000	12.998,87	22.469
1997	58	520	78.000	13.448,28	13.588
1998	58	1.560	52.000	14.891,72	11.396
1999	34	780	46.800	12.571,76	11.322
2000	33	1.560	52.000	14.520,61	11.471
2001	28	1.040	104.000	21.255,00	23.401
2002	34	3.120	31.200	13.650,00	7.720
2003	20	5.200	109.200	26.080,60	23.772
2004	15	5.200	62.400	18.269,33	14.270
Total	766	-	-	-	-

**ANEXO H - Fatores Deterioração das emissões de veículos leves do ciclo Otto em
função da quilometragem média acumulada**

TABELA H.1

Km	Fator Y	Fator de deterioração	
		CO	HC
0	0,0000	1,0000	1,0000
2.000	0,1242	1,0056	1,0070
4.000	0,2484	1,0112	1,0140
6.000	0,3727	1,0169	1,0210
8.000	0,4969	1,0225	1,0280
10.000	0,6211	1,0281	1,0351
12.000	0,7453	1,0337	1,0421
14.000	0,8696	1,0394	1,0491
16.000	0,9938	1,0450	1,0561
18.000	1,1180	1,0506	1,0631
20.000	1,2422	1,0562	1,0701
22.000	1,3665	1,0618	1,0771
24.000	1,4907	1,0675	1,0841
26.000	1,6149	1,0731	1,0911
28.000	1,7391	1,0787	1,0981
30.000	1,8634	1,0843	1,1052
32.000	1,9876	1,0900	1,1122
34.000	2,1118	1,0956	1,1192
36.000	2,2360	1,1012	1,1262
38.000	2,3602	1,1068	1,1332
40.000	2,4845	1,1124	1,1402
42.000	2,6087	1,1181	1,1472
44.000	2,7329	1,1237	1,1542
46.000	2,8571	1,1293	1,1612
48.000	2,9814	1,1349	1,1682
50.000	3,1056	1,1406	1,1753
52.000	3,2298	1,1462	1,1823

(Continua.....)

(Continuação)

Km	Fator Y	Fator de deterioração	
		CO	HC
54.000	3,3540	1,1518	1,1893
56.000	3,4783	1,1574	1,1963
58.000	3,6025	1,1631	1,2033
60.000	3,7267	1,1687	1,2103
62.000	3,8509	1,1743	1,2173
64.000	3,9752	1,1799	1,2243
66.000	4,0994	1,1855	1,2313
68.000	4,2236	1,1912	1,2384
70.000	4,3478	1,1968	1,2454
72.000	4,4720	1,2024	1,2524
74.000	4,5963	1,2080	1,2594
76.000	4,7205	1,2137	1,2664
78.000	4,8447	1,2193	1,2734
80.000	4,9689	1,2249	1,2804
82.000	5,0932	1,2305	1,2874
84.000	5,2174	1,2361	1,2944
86.000	5,3416	1,2418	1,3014
88.000	5,4658	1,2474	1,3085
90.000	5,5901	1,2530	1,3155
92.000	5,7143	1,2586	1,3225
94.000	5,8385	1,2643	1,3295
96.000	5,9627	1,2699	1,3365
98.000	6,0870	1,2755	1,3435
100.000	6,2112	1,2838	1,3538
102.000	6,2112	1,2838	1,3538
104.000	6,2112	1,2838	1,3538
106.000	6,2112	1,2838	1,3538
108.000	6,2112	1,2838	1,3538
110.000	6,2112	1,2838	1,3538

OBS: valores calculados utilizando as equações 3.8, 3.9, 3.10, e 3.11 propostas pela USEPA, 1985.