



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

SUZANA DE OLIVEIRA AGUIAR

**PERFIS DAS EMISSÕES POLUENTES DERIVADAS DE VEÍCULOS
AUTOMOTORES SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE PARTIDA E ACELERAÇÃO**

FORTALEZA – CE

2014



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

PERFIS DAS EMISSÕES POLUENTES DERIVADAS DE VEÍCULOS
AUTOMOTORES SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE PARTIDA E ACELERAÇÃO

SUZANA DE OLIVEIRA AGUIAR

Orientadora: Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira

Co-Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

FORTALEZA – CE

2014

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

- A282p Aguiar, Suzana de Oliveira.
 Perfis das emissões poluentes derivadas de veículos automotores sob diferentes condições e aceleração /
 Suzana de Oliveira Aguiar. - 2014.
 99 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Tecnologia em Gestão Ambiental, Campus
Fortaleza, 2014.
 Orientação: Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira.
 Coorientação: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.
1. Poluição do ar. 2. Emissão veicular. 3. Motor ciclo Otto/Diesel . 4. Combustão. 5. Analisador portátil
de gases. I. Título.

CDD 628

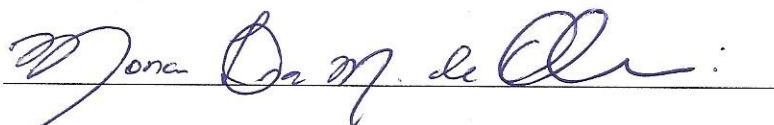
SUZANA DE OLIVEIRA AGUIAR

**PERFIS DAS EMISSÕES POLUENTES DERIVADAS DE VEÍCULOS
AUTOMOTORES SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE PARTIDA E
ACELERAÇÃO**

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

Aprovada em 06/10/2014

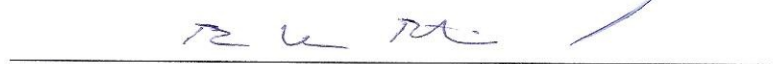
BANCA EXAMINADORA



Presidente **Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira** (IFCE Campus Fortaleza)



Membro **Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo** (IFCE Campus Fortaleza)



Membro Prof. Dr. **Bruno Vieira Bertoncini** (Universidade Federal do Ceará)

A Deus.

*A minha família: Vera, José Maria, Helder, Andréia,
Aritana, Yago, Giovanna e Ícaro.*

Aos meus amigos.

*Mas os que esperam no Senhor renovarão as suas forças,
subirão com asas como águias; correrão, e não se cansarão;
caminharão, e não se fatigarão.*

Isaías, 40:31

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder discernimento e paz.

A Nossa Senhora de Fátima por ser meu exemplo de fé e esperança.

Aos meus pais José Maria e Vera por todo amor, carinho, incentivo e esforço ao longo da minha vida e, aos meus irmãos Andréia, Aritana e Yago pelo companheirismo, amor e atenção.

Aos meus sobrinhos, Giovanna e Ícaro, por fazer minha vida mais alegre.

Ao meu esposo, Helder, pelo amor, carinho, atenção, companheirismo e palavras de apoio.

Aos professores doutores Rinaldo dos Santos Araújo e Mona Lisa Moura de Oliveira pela orientação, esforços incondicionais, ajuda plena e paciência.

Ao professor Dr. Sales Ávila pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Tecnologia Química: Julie, Hermeson, Rodrigo, Amanda e Cassiano pelas incontáveis ajudas e pelo incentivo.

Aos meus queridos amigos e aos colegas de trabalho do IFCE – Campus Caucaia, pelo apoio recebido ao longo dessa caminhada.

RESUMO

O crescimento econômico tem proporcionado um aumento exponencial no número de veículos automotores no país, sobretudo, em grandes centros urbanos e suas regiões metropolitanas. Este fato contribui para altas taxas de emissões de poluentes atmosféricos, comprometendo a qualidade do ar e, conseqüentemente, a saúde da população. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar o perfil das emissões de poluentes atmosféricos (CO , HC , H_2S , SO_2 , NO_x) derivadas de veículos automotores equipados com motor ciclo Otto e/ou ciclo Diesel, em diversas condições do ciclo de funcionamento (tipos de partida, aceleração brusca e aceleração constante). Os ensaios de combustão foram realizados no modo estático (veículo parado) e o monitoramento instantâneo da concentração dos gases foi realizado mediante um analisador de gases portátil. Experimentalmente foram adotados tempos de 120s nas duas condições de partida e de 60s nas condições de aceleração. Os resultados mostraram que durante a partida a frio, os veículos a álcool e a gasolina atingiram os maiores valores de emissão de CO (111.001 e 28.408 ppm) e HC (58.751 e 5.423 ppm), respectivamente. Nesta mesma condição, as emissões máximas de NO_x e SO_2 para o veículo Diesel foram 87 e 10 ppm, respectivamente. Na média, o modo de partida a quente favoreceu a redução das emissões de CO e HC , acima de 90% para os veículos a gasolina e a álcool, enquanto que para as emissões de SO_2 e NO_2 não foram observadas reduções significativas. A aceleração brusca promoveu picos de emissão de poluentes, como esperado. Para emissões de CO , durante a aceleração constante do veículo, observou-se a ordem Diesel > Álcool > Gasolina. As emissões de HC ficaram em torno de 60 ppm (Gasolina), 96 (Álcool) e 174 ppm (Diesel). Não foi detectada emissão de NO para os veículos a gasolina e álcool, diferente do veículo a diesel, cuja emissão foi de até 47 ppm. Em geral a metodologia utilizada para coleta instantânea de gases poluentes mostrou-se satisfatória e sugere ser útil no diagnóstico de emissões veiculares, no monitoramento e nas manutenções veiculares regular e preventiva de fontes móveis de emissão de poluentes, além de corroborar para o estudo da determinação da quantidade adicional de emissões nas condições avaliadas de partida do motor, o que deve ser considerado em inventários de emissões atmosféricas.

Palavras-Chaves: Poluição do ar. Emissão veicular. Motor ciclo Otto/Diesel. Combustão. Analisador portátil de gases.

ABSTRACT

The economic growth has provided an exponential increase in the number of vehicles in the country, particularly in big cities and their metropolitan areas. This fact contributes to high rates of emissions of air pollutants and affect the quality of the air and hence the health of the population. In this context, this work aims to evaluate the profile of emissions of air pollutants (CO, HC, H₂S, SO₂, NO_x) derived from vehicles with Otto and Diesel cycles under different conditions of operation (type of starting, sudden and constant acceleration). The combustion tests were performed in static mode (stationary vehicle). The instantaneous monitoring of gases concentration was carried out by means of a portable gas analyzer. Experimentally times of 120s were adopted in different starting conditions and 60s in acceleration conditions. The results showed that during cold start, the alcohol and gasoline vehicles reached the highest values of CO (111.001 and 28.408 ppm) and HC (58.751 and 5.423 ppm), respectively. This same condition, the maximum NO_x and SO₂ for Diesel vehicle were 87 and 10 ppm, respectively. On average, how warm start favored the reduction of CO and HC, above 90% for gasoline and alcohol vehicles, while for SO₂ and NO₂, significant reductions were observed. The sudden acceleration promoted emission peaks of pollutants, as expected. For CO, under constant acceleration of the vehicle, the order of emission was: Diesel > Alcohol > Gasoline. HC emissions were around 60 ppm (Gasoline), 96 ppm (Alcohol) and 174 ppm (Diesel). Was not detected NO emission for gasoline and alcohol vehicles, differently of diesel vehicle whose value is up to 47 ppm. In general, the methodology used to collect gaseous instantly was satisfactory and suggests useful in diagnostics of vehicle emission, monitoring, regulate and preventive maintenance of mobile source emissions, and to corroborate the study of the determination of additional amount of emissions under the conditions evaluated starting the engine, to be considered in inventories of atmospheric emissions.

Key Words: Air Pollution. Vehicular emission. Motor cycle Otto/Diesel. Combustion. Portable gas analyzer.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação do funcionamento de um motor de ciclo Otto.....	28
Figura 2	Representação do funcionamento de um motor de ciclo Diesel.....	29
Figura 3	Ciclo de Condução Americano (Federal Test Procedure 75 – FTP – 75).....	30
Figura 4	Ciclo de condução urbano brasileiro segundo a norma NBR 6601).....	31
Figura 5	Ciclo de condução para veículos a diesel.....	32
Figura 6	Ciclo de condução de emissões em motocicletas com motor acima de 150 cc.	32
Figura 7	Percentagem da frota de veículos no Brasil e no Ceará por tipo, em Janeiro/2014.....	40
Figura 8	Composição da frota na Região Metropolitana de Fortaleza, ano base 2012..	40
Figura 9	Imagem dos modelos dos veículos avaliados.....	43
Figura 10	Imagem do analisador portátil de gases de combustão Greenline 8000.....	45
Figura 11	Ilustração do procedimento de análise dos gases diretamente no escape dos veículos.....	47
Figura 12	Dados instantâneos da emissão de CO sob partida a frio.....	49
Figura 13	Dados instantâneos da emissão de HC sob partida a frio.....	51
Figura 14	Dados instantâneos da emissão de H ₂ S sob partida a frio.....	52
Figura 15	Dados instantâneos da emissão de NO sob partida a frio.....	53
Figura 16	Dados instantâneos da emissão de NO ₂ sob partida a frio.....	54
Figura 17	Dados instantâneos da emissão de CO sob partida a quente.....	56
Figura 18	Dados instantâneos da emissão de HC sob partida a quente.....	57
Figura 19	Dados instantâneos da emissão de H ₂ S sob partida a quente.....	58
Figura 20	Dados instantâneos da emissão de NO sob partida a quente.....	59
Figura 21	Dados instantâneos da emissão de NO ₂ sob partida a quente.....	60
Figura 22	Valor médio para emissão de CO nas duas condições de partida do motor..	61
Figura 23	Valor médio para emissão de HC nas duas condições de partida do motor..	62
Figura 24	Valor médio para emissão de H ₂ S nas duas condições de partida do motor.	63
Figura 25	Valor médio para emissão de NO nas duas condições de partida do motor.	64
Figura 26	Valor médio para emissão de NO ₂ nas duas condições de partida do motor	65
Figura 27	Eficiência de redução das emissões de CO no modo de partida a quente.....	66
Figura 28	Eficiência de redução das emissões de HC no modo de partida a quente.....	67
Figura 29	Eficiência de redução das emissões de H ₂ S no modo de partida a quente....	69

Figura 30	Eficiência de redução das emissões de NO no modo de partida a quente....	70
Figura 31	Emissões instantâneas de CO durante aceleração brusca.....	72
Figura 32	Emissões instantâneas de HC durante aceleração brusca.....	73
Figura 33	Emissões instantâneas de H ₂ S durante aceleração brusca.....	74
Figura 34	Emissões instantâneas de NO durante aceleração brusca.....	75
Figura 35	Emissões instantâneas de NO ₂ durante aceleração brusca.....	76
Figura 36	Emissões instantâneas de CO durante aceleração constante.....	77
Figura 37	Emissões instantâneas de HC durante aceleração constante.....	78
Figura 38	Emissões instantâneas de NO durante aceleração constante.....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Consequências à saúde humana causadas pelos poluentes atmosféricos	23
Tabela 2	Limite máximo de emissão de poluentes por veículos leves de passageiros	38
Tabela 3	Limite máximo de emissão de poluentes por motocicletas.....	39
Tabela 4	Tipos de veículos e combustíveis.....	42
Tabela 5	Medição e faixas de precisão na análise da emissão de gases poluentes usando um analisador eletroquímico portátil Greenline 8000.....	46
Tabela 6	Resultados das análises do óleo diesel B.....	47
Tabela 7	Resultados das análises da gasolina comum.....	48
Tabela 8	Resultados das análises do etanol hidratado combustível.....	48
Tabela 9	Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de partida a frio.....	49
Tabela 10	Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de partida a quente.....	55
Tabela 11	Desvios padrões das triplicatas das emissões de CO em ambas condições de partida do motor.....	56
Tabela 12	Desvios padrões das triplicatas das emissões de HC em ambas condições de partida do motor.....	68
Tabela 13	Desvios padrões das triplicatas das emissões de H ₂ S em ambas condições de partida do motor.....	70
Tabela 14	Desvios padrões das triplicatas das emissões de NO em ambas condições de partida do motor.....	71
Tabela 15	Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de aceleração severa ou brusca.....	71
Tabela 16	Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de aceleração constante.....	77
Tabela 17	Síntese dos resultados das emissões veiculares.....	80

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar
Rpm	Rotações por minuto
MP10	Material particulado fração inalável com diâmetro inferior a 10µm
°API	Grau API do <i>American Petroleum Institute</i>
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
ppm	Partes por milhão
PMS	Ponto morto superior
PMI	Ponto morto inferior
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
RCS	Redução Catalítica Seletiva
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cc	Cilindradas
V	Válvulas
s	Segundos
MMA	Ministério do Meio Ambiente
SO ₃	Trióxido de enxofre
SO ₂	Dióxido de enxofre
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
GEE	Gases do Efeito Estufa
HC	Hidrocarbonetos
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
NO	Monóxido de nitrogênio
CO	Monóxido de carbono
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
O ₂	Oxigênio
CO ₂	Dióxido de carbono

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	15
2 - OBJETIVOS	18
2.1 - Geral	18
2.2 - Específicos	18
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 – Atmosfera e a poluição do ar	19
3.1.1 – <i>Composição da atmosfera</i>	19
3.1.2 – <i>Poluição do ar</i>	21
3.1.3 – <i>Efeitos da poluição do ar na saúde humana</i>	23
3.2 – Aspectos gerais sobre os combustíveis e o processo de combustão em motores	24
3.2.1 – <i>Ciclos de condução</i>	29
3.3 – Emissões veiculares e os catalisadores automotivos	33
3.4 – Monitoramento das emissões veiculares e a mobilidade urbana	36
4 – MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1 – Tipos de veículos e combustíveis	42
4.2 – Análises dos combustíveis	43
4.3 – Condições experimentais	43
4.4 – Análises das emissões dos gases de combustão	44
5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1 – Análise dos combustíveis	47
5.2 – Partida do motor	48
5.2.1 – <i>Partida a frio</i>	48
5.2.2 – <i>Partida a quente</i>	55
5.3 – Aceleração brusca	71
5.4 – Aceleração constante	76
6 – CONCLUSÕES	81
7 – SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	83
REFERÊNCIAS	84

1 INTRODUÇÃO

A atmosfera é constituída por uma mistura de gases que cobre a superfície da Terra e tem como finalidade a manutenção da vida. No entanto, vários poluentes gasosos orgânicos e inorgânicos que são lançados na atmosfera são resultados de atividades antrópicas. Em geral, os poluentes inorgânicos, incluindo os gases do efeito estufa (GEE), que são lançados em maiores concentrações na atmosfera são: CO, CO₂, SO₂, NO, NO₂, N₂O e CH₄. Além desses, os poluentes orgânicos relacionam-se, na sua grande maioria, com uma variedade de hidrocarbonetos, aldeídos e cetonas são emitidos na atmosfera pela ação do homem (MANAHAN, 1999).

Convém destacar que a mobilidade urbana consome uma quantidade significativa de energia e contribui no aumento das emissões gasosas nocivas ao homem, meio ambiente e materiais. Não é surpreendente que o combate à poluição atmosférica associada ao transporte, tem sido cada vez mais, objeto de estudo e umas das prioridades da gestão pública na atualidade. Isto ocorre porque inúmeras patologias vêm afetando a taxa de mortalidade nas regiões urbanas em função da poluição atmosférica (BUCKERIDGE *et al.*, 2002; WEILENMANN *et al.*, 2005; RAVINDRA *et al.*, 2008; D'AMATO *et al.*, 2010; LAUMBACH e KIPEN, 2012; YAO *et al.*, 2013). As emissões decorrentes de veículos automotores, portanto, são fatores de crescentes preocupações ambientais (GHOSE; PAUL; BANERJEE, 2004; MCNABOLA e BRODERICK, 2009).

No Brasil, nos últimos anos, tem sido realizada implantação de novas políticas públicas de monitoramento e controle de poluentes atmosféricos derivados de veículos automotores (CONAMA, 2009), sobretudo visando o aumento da frota em grandes centros urbanos.

De acordo com o Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), em 2013 foram emplacados no Brasil 4.474.781 veículos automotores, dos quais, 166.572 no Ceará. Em dezembro de 2013, a frota cearense atingiu a quantidade de 2.384.395 veículos, sendo 908.074 somente em Fortaleza. Desse total, 511.109 (53,3%) são automóveis, 21.479 (2,4%) são caminhões, 58.352 (6,4%) são caminhonetes, 229.154 (25,2%) são motocicletas e 6.563 (0,7%) são ônibus. A frota cearense é composta de veículos com ano de fabricação que varia de 1927 até 2014, no qual 50,9% desses veículos possuem até 5 anos de uso e 20,9% mais de 15 anos de uso.

Assim, conforme a Resolução CONAMA N° 18, de 1986, os veículos automotores dos ciclos Otto e Diesel são considerados fontes relevantes de emissão de monóxido de carbono

(CO), hidrocarbonetos (C_xH_y), óxidos de nitrogênio (NO_x) e enxofre (SO_x), fuligem e aldeídos, contribuindo, para um contínuo aumento nos índices dos padrões de qualidade do ar, especialmente nos grandes centros urbanos e regiões metropolitanas. Em consequente, foi instituído em caráter nacional, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), que tem como objetivos reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores, visando o atendimento aos padrões de qualidade do ar; promover o desenvolvimento tecnológico nacional, inclusive em métodos e equipamentos para ensaios e medições da emissão de poluentes; e criar programas de inspeção e manutenção para veículos automotores em uso. Adicionalmente, a Resolução CONAMA N° 415/2009 dispõe os limites máximos de emissão para veículos leves novos relativos à nova fase deste programa, sobretudo visando à redução da poluição do ar nos centros urbanos do país e a economia de combustível.

Existe uma gama de fatores que favorecem a redução das emissões veiculares: a existência de um conversor catalítico e injeção eletrônica, o modo de condução, o tipo de ignição do motor e o modo de operação do veículo (partida a frio e partida a quente). O veículo ainda pode operar em velocidade constante ou nula, aceleração e desaceleração (HANSEN, 2008).

Diversos estudos na literatura tentam estabelecer o perfil das emissões veiculares utilizando dinamômetros. Ensaio com esse equipamento são uma tentativa de aproximar-se das condições reais de um veículo em movimento. Testes em dinamômetro de chassi são realizados com o motor no veículo e têm como vantagem a obtenção de resultados em condições próximas às de operação real, enquanto ensaios com dinamômetro de bancada são executados com o motor fora do veículo, o que permite um melhor controle das variáveis (GUARIEIRO; VASCONCELLOS; SOLCI, 2011).

Outras pesquisas, utilizam analisadores portáteis para uma estimativa das emissões gasosas decorrentes de veículos automotores em um ciclo de condução pré-definido ou somente com o veículo parado (teste estático) (ACHOUR, 2011; TAVARES, 2011; RUBIM e LEITÃO, 2013).

Ressalta-se que embora o sistema de homologação garanta que os veículos saiam da fábrica com as condições estabelecidas pela legislação vigente, faz-se necessário verificar se elas se mantêm ao longo da vida útil desse veículo. Como ocorre com qualquer outra máquina térmica, o uso do veículo ocasiona uma degradação contínua de suas características técnicas, além de serem passíveis de adulterações nos sistemas de controle de emissões. Após a aquisição do veículo, sua manutenção é de responsabilidade do proprietário (BRANCO *et al.*, 2012).

Assim, este trabalho avalia o perfil dos gases poluentes (CO, NO, NO₂, H₂S, SO₂ e HC) emitidos por veículos automotores movidos a gasolina, a álcool e a diesel em condições estáticas (veículo parado) usando uma metodologia instantânea de monitoramento. Com base nestes dados é possível conhecer os impactos ambientais decorrentes dessas emissões e propor alternativas de monitoramento e manutenção veicular, além de complementar estudo de inventários de emissões, podendo auxiliar tomadas de decisões pelos órgãos públicos no setor da mobilidade urbana e meio ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar o perfil das emissões de poluentes atmosféricos (CO, NO, NO₂, H₂S, HC e SO₂) derivadas de veículos equipados com motores ciclos Otto e Diesel em condição estática, sob diferentes condições de partida e aceleração usando uma metodologia instantânea de monitoramento.

2.2 Específicos

- Determinar e comparar as emissões poluentes em regime estático para diferentes condições de funcionamento veicular, considerando a natureza do combustível (gasolina, diesel e álcool) e o tipo de motor;
- Analisar as emissões de poluentes em quatro principais condições de funcionamento do motor: partida a frio e a quente e sob aceleração constante e severa (brusca), usando três tipos de veículos automotores da categoria leve (automóvel, caminhonete e motocicleta);
- Verificar a contribuição das emissões veiculares para a qualidade do ar, sobretudo na cidade de Fortaleza;
- Avaliar o uso do analisador portátil de gases contendo células eletroquímicas e sensores de infravermelho não dispersivo (NDIR), como forma de monitoramento de emissões e indicativo de manutenção veicular para as classes de veículos e combustíveis testados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Atmosfera e a poluição do ar

3.1.1 Composição da Atmosfera

A composição da atmosfera atual é resultado de fenômenos físicos, químicos e biológicos que foram iniciados há milhares de anos. É uma camada fina de gases que cobre a superfície terrestre onde, excluindo a água, sua composição volumétrica é de 78,1% de nitrogênio, 21% de oxigênio, 0,9% de argônio e 0,03% de gás carbônico. Os gases hélio, neônio, criptônio, xenônio, óxido nitroso, hidrogênio, metano e amônia também compõem a atmosfera, mas em quantidades menores (VIEIRA, 2011; MANAHAN, 2001).

A estrutura da atmosfera é dividida nas seguintes camadas: troposfera, estratosfera, mesosfera e termosfera. A troposfera é, portanto, a camada mais próxima da terra e estende-se por, aproximadamente, 10 quilômetros. É nessa camada que ocorrem as mudanças climáticas que caracterizam o clima. A estratosfera está acima da troposfera, com cerca de 40 quilômetros de extensão e, caracteriza-se pela presença da camada de ozônio que protege a Terra das radiações ultravioletas provenientes do sol. Em seguida está a mesosfera que vai até 80 quilômetros acima do solo, e é uma área de temperaturas muito baixas (-90°C). E, por fim, está a termosfera que alcança até 190 quilômetros de altitude, sendo a camada mais extensa e mais quente da atmosfera (VIEIRA, 2009).

Segundo Manahan (2000), a atmosfera é uma camada protetora da vida na Terra, pois, dentre outras funções, é a fonte de dióxido de carbono para a fotossíntese das plantas e de oxigênio para a respiração; fornece nitrogênio para que seu ciclo seja realizado; é parte fundamental do ciclo hidrológico; absorve grande quantidade de raios cósmicos e radiação eletromagnética que é prejudicial aos organismos; estabiliza a temperatura da Terra.

As espécies químicas presentes na atmosfera seguem a seguinte classificação: óxidos inorgânicos (CO , CO_2 , NO_2 , SO_2), oxidantes (O_3 , H_2O_2 , radical $\text{HO}\cdot$, radical $\text{HO}_2\cdot$, NO_3^-), redutores (CO , SO_2 , H_2S), orgânicos (alcanos, alcenos, nitratos orgânicos, carbonilas), espécies fotoquimicamente ativas (NO_2 , formaldeído), ácidos, bases, sais e espécies reativas (MANAHAN, 2000).

O conhecimento das reações fotoquímicas, que são provocadas pela intensa radiação solar, é de grande importância na definição da natureza e destino final de uma espécie química presente na atmosfera (MANAHAN, 2000).

Os radicais hidroxilo são fundamentais nas transformações químicas da atmosfera, pois muitas das reações fotoquímicas com o $\text{HO}\cdot$ envolvem espécies presentes em níveis muito baixos (CO , SO_2 , H_2S , CH_4) com o $\text{HO}\cdot$ (BAIRD, 2002; MANAHAN, 2001).

Dentre os poluentes atmosféricos os radicais $\text{HO}\cdot$ são considerados quimicamente instáveis. As reações em que essas substâncias participam são dependentes das suas concentrações, das variáveis meteorológicas, da radiação solar, da topografia e do tipo de atividade industrial existente (VIEIRA, 2009).

Os poluentes atmosféricos são classificados como primários ou secundários. Assim, caracterizam-se como primários os contaminantes diretamente emitidos pelas fontes para o ambiente (CO , NO , SO_2 , fuligem), e como secundários as substâncias que resultam de reações (hidrólise, oxidação ou processos fotoquímicos) dos poluentes primários com espécies químicas presentes na camada baixa da atmosfera e com a radiação solar como, por exemplo, o SO_3 e o H_2SO_4 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014).

Os níveis de dióxido de carbono estão aumentando anualmente, o que contribui para um aquecimento do planeta, conhecido como efeito estufa. O dióxido de enxofre pode ser convertido na atmosfera em ácido sulfúrico, principal espécie contribuinte para chuva ácida (MANAHAN, 2000).

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) e os compostos orgânicos voláteis (COV) reagem na atmosfera quando são ativados pela radiação solar, formando uma classe de substâncias conhecidas como oxidantes fotoquímicos, colaborando para a formação do ozônio troposférico. O ozônio na baixa atmosfera é considerado um poluente e, no Brasil, sua concentração máxima é estabelecida pela Resolução CONAMA Nº 003, de 1990 (SCHIRMER e LISBOA, 2008).

Ainda com relação aos óxidos de nitrogênio (NO_x), esta definição inclui o dióxido de nitrogênio (NO_2), óxido nitroso (NO), trióxido de denitrogênio (N_2O_3), e pentóxido de nitrogênio (N_2O_5). Os óxidos de nitrogênio podem ser produzidos por fenômenos naturais (i.e. descargas elétricas, erupções vulcânicas, ação das bactérias) e por fontes antropogênicas, como a combustão de combustíveis e por uma série de processos: motores de combustão interna, plantas termoelétricas, atividades industriais e incineradores. NO e NO_2 , coletivamente, são os principais óxidos de nitrogênio emitidos pelos veículos automotivos. Cerca de 90% dessas emissões são de NO (OLIVEIRA *et al.*, 2011; NEVERS, 2000).

A poluição do ar, principalmente em áreas urbanas, causada pelo ozônio e outras substâncias decorrentes dos processos fotoquímicos, tem como consequência a formação de uma camada roxa acinzentada na baixa atmosfera. Esse tipo de poluição é conhecido por *smog* fotoquímico (SILVA, 2012).

Para Cunha *et al.* (2009), a chuva ácida é um problema mundial cuja origem decorre, principalmente, da emissão de óxidos de nitrogênio (NO e NO₂) e de dióxido de enxofre (SO₂) advindos da queima de combustíveis fósseis.

3.1.2 Poluição do ar

Segundo Amaral e Piubeli (2003), as grandes concentrações humanas produzem, diariamente, resíduos sólidos, líquidos e gasosos através de processos necessários à manutenção de suas vidas. O século XX atingiu, portanto, o apogeu de intervenção do homem sobre o planeta, com o surgimento dos motores a combustão, a queima de combustíveis fósseis, o surgimento das indústrias siderúrgicas e de diversos produtos químicos.

Os centros urbanos, com o passar dos anos, sofreram um grande crescimento populacional e, conseqüentemente, as atividades antrópicas aumentaram notadamente. O surgimento das indústrias, o crescimento da frota de veículos, as queimadas, a devastação das áreas verdes tornou o ar cada vez mais impuro (IBRAM, 2008; LISBOA *et al.*, 2008).

Para Singh, Gupta e Rai (2013), a qualidade do ar em uma determinada região e suas variações, são determinadas pela natureza das atividades antrópicas que, por sua vez, está associada com vários tipos de emissões gasosas e de particulados, bem como com as condições meteorológicas do local. É, portanto, necessário o conhecimento das diferentes fontes de emissão e da influência das condições do clima para o desenvolvimento de estratégias para prevenção da poluição do ar.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2009), as tipologias de fontes de emissão atmosférica são variadas, podendo ser classificadas em fontes fixas, móveis e agrossilvopastoris. As fontes fixas são aquelas que emitem poluentes para a atmosfera através de um ponto específico. São exemplos de fontes fixas os processos industriais e de produção de energia, como as termelétricas. As fontes móveis caracterizam-se pelas emissões veiculares decorrente do aumento exagerado dos veículos em circulação, de tal forma que a deficiência dos sistemas de transporte intensifica o tráfego nos grandes centros urbanos, resultando em uma maior carga de emissões. Por fim, as fontes agrossilvopastoris são representadas pelas queimadas, incêndios florestais e a pulverização de fertilizantes e agrotóxicos.

A poluição do ar nos últimos 50 anos sofreu fortes mudanças. Depois da Segunda Guerra Mundial têm crescido os níveis de dióxido de enxofre combinado com a fuligem decorrente do uso de combustíveis fósseis. Com o decorrer dos anos, o tráfego crescente de veículos produziu grandes massas de poluentes, com destaque para os óxidos de nitrogênio e

compostos orgânicos voláteis. Adicionalmente, destaca-se o interesse nas pequenas partículas e nos compostos orgânicos (FENGER, 2009).

De acordo com Host *et al.* (2012), a poluição atmosférica relacionada ao tráfego de veículos é objeto de crescente atenção e tende a ser melhor caracterizada. A principal fonte de poluição do ar, segundo Lewtas (2007), é decorrente da combustão de diesel e gasolina em carros, ônibus e caminhões. E, mesmo havendo menos emissão por veículo, devido ao uso de melhores tecnologias de controle, isso não se reflete no somatório das emissões, pois o número de veículos e outras fontes que utilizam esses combustíveis aumentaram consideravelmente com o decorrer dos anos.

É de salientar que a quantidade dos compostos poluentes emitidos pelo escape dos veículos é dependente do tipo de motor e das condições de utilização, apresentando a seguinte ordem de magnitude em um motor de ignição comandada no ciclo Otto: NO_x (500- 1000 ppm), CO (1-2%) e HC (3000 ppm). No caso do motor ciclo Diesel (ignição por compressão), os mesmos valores são de: NO_x (50 – 1000 ppm), CO (100 – 500 ppm) e HC (400 ppm). Convém ressaltar ainda que os motores diesel emitem níveis de NO_x , que embora sejam mais baixos, são da mesma ordem de grandeza dos da gasolina. Os teores de HC são cerca de cinco vezes mais baixos, mas estes tipo de motores emitem partículas, produzindo fumos. Estes motores, como funcionam com misturas pobres emitem menos CO (NEVERS, 2000; MARTINS, 2013).

Consoante Cole, Elliott e Shimamoto (2005), analisaram e quantificaram as complexas relações entre a atividade industrial, os regulamentos ambientais e a poluição do ar no Reino Unido. Foi observado que a intensidade da poluição é dependente do uso da energia, do capital físico e humano, da produtividade industrial e dos gastos da indústria com pesquisa e desenvolvimento, além de que os regulamentos ambientais permitiram minimização da poluição gerada pelas indústrias.

Tartakovsky *et al.* (2013) estudaram as concentrações de material particulado, associados aos seus tamanhos, no interior de veículos (carro e ônibus). Os autores verificaram que o uso dos purificadores de ar no interior das cabines acarreta uma redução de até 99% de partículas ultrafinas quando comparadas à leitura no ambiente externo.

Para Lumbreras *et al.* (2008), o transporte rodoviário é a principal fonte de emissões de poluentes atmosféricos nas cidades européias, bem como as emissões de gases de escape de veículos têm sido a causa de muita preocupação com os efeitos da poluição do ar na saúde urbana.

Rhys-Tyler, Legassick e Bell (2011) monitoraram a emissão de uma amostra de 50 mil veículos em Londres com uso de técnicas de espectroscopia UV-Vis combinada com a

identificação do veículo. Os níveis de emissão de monóxido de carbono, hidrocarbonetos, óxido nítrico e material particulado foram relatados por classe do veículo, tipo de combustível e as normas de emissões europeias. Os resultados mostraram que, com a adoção de normas ambientais cada vez mais exigentes, houve significativa redução das emissões e, que durante a fase Euro 2, os carros a diesel emitiram taxas mais altas de NO.

3.1.3 Efeitos da poluição do ar na saúde humana

Muitos estudos relacionam a poluição do ar com a crescente incidência de doenças respiratórias e alérgicas, doenças pulmonares e, inclusive, a tuberculose, o que contribui para o aumento da mortalidade (LAUMBACH e KIPEN, 2012; ANDERSON, 2009; YAMAMOTO, PHALKEY e MALIK, 2014).

Bravo (2006) listou os principais poluentes decorrentes de emissões veiculares associados às consequências na saúde humana (TABELA 1).

Tabela 1 – Consequências à saúde humana causadas pelos poluentes atmosféricos.

POLUENTE ATMOSFÉRICO	CONSEQUÊNCIAS
Dióxido de carbono (CO ₂)	Reduz a capacidade de oxigenação do sangue
Monóxido de carbono (CO)	Gás irritante que afeta os pulmões; causa a perda de glóbulos vermelhos do sangue
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	Irritação sensorial e respiratória
Óxidos de enxofre (SO _x)	Irritação sensorial e respiratória
Ácido sulfídrico (H ₂ S)	Irritante aos olhos e ao trato respiratório
Hidrocarbonetos (C _x H _y)	Irritação sensorial e respiratória e alguns são cancerígenos.

Fonte: Adaptada de Bravo (2006).

A ocorrência de asma tem aumentado nos últimos anos, sendo considerada a doença crônica mais comum em crianças e a maior causa de internações pediátricas nos Estados Unidos. A poluição do ar é considerada a principal causa desse problema de saúde (GASANA *et al.*, 2012).

Arnedo-Pena *et al.* (2009) analisaram a relação entre poluentes atmosféricos e a ocorrência dos sintomas de asma, rinite alérgica e eczema em crianças de 6 e 7 anos, na Espanha. Os autores sugeriram no estudo que os poluentes dióxido de enxofre (SO₂) e

monóxido de carbono (CO) contribuem com o aumento do risco de sintomas dessas doenças nesse grupo de crianças.

Ribeiro e Cardoso (2003) estudaram o impacto de programas de controle de poluição sobre os sintomas respiratórios em crianças de determinados bairros do município de São Paulo, no Brasil. Foi verificado que os programas de controle de poluição tiveram seus resultados parcialmente neutralizados pelo aumento da frota de veículos e, que na região onde os níveis de material particulado e dióxido de enxofre diminuíram, houve uma redução na ocorrência de sintomas respiratórios.

Para Lewtas (2007), vários estudos mostraram uma relação entre o risco maior de câncer de pulmão e a maior exposição a poluentes atmosféricos, tais como as partículas totais em suspensão e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, como o benzopireno.

Zhou *et al.* (2014) examinaram a associação da poluição do ar por material particulado com a mortalidade em um estudo com 71.431 homens chineses e, observaram uma relação significativa entre a ocorrência de MP10 e a mortalidade por doenças cardiopulmonares.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2009), compete ao Ministério da Saúde o desenvolvimento de ações que contribuam para a promoção, prevenção e proteção da saúde humana que se expõe aos poluentes atmosféricos. Dentre as ações conduzidas pelo Ministério da Saúde, destacam-se:

- Desenvolvimento de ações referentes à Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à Qualidade do Ar, em todos os estados brasileiros;
- Identificação dos municípios de risco;
- Conhecimento da saúde da população, em relação aos casos respiratórios e cardiovasculares associados à exposição à poluição atmosférica;
- Fomento de projetos integrados de saúde e biomonitoramento.

3.2 Aspectos gerais sobre os combustíveis e o processo de combustão em motores

A gasolina, o diesel e o álcool são os principais combustíveis líquidos sendo, principalmente, utilizados no sistema de transportes. Dessa forma, a caracterização dos mesmos permite um melhor entendimento das emissões veiculares, resultantes dos processos de combustão.

A gasolina utilizada em automóveis pertence à classe dos destilados leves, juntamente com a gasolina de aviação, os solventes do petróleo e o querosene para jatos, sendo considerado o produto de refino do petróleo de maior importância (SHREVE e JUNIOR, 1997).

De acordo com Taylor (1996), a gasolina é um líquido volátil e inflamável, que é obtido através de processos de refino do petróleo como a destilação direta, craqueamento e polimerização. Uma das propriedades mais importantes da gasolina é a antidetonação, sendo representada pelo número ou índice de octano que constitui característica na demonstração de rendimento do motor.

Para Cruz (2003), a gasolina automotiva é uma mistura de hidrocarbonetos com quatro à doze átomos de carbono. Esses hidrocarbonetos pertencem às séries parafínica, olefínica, naftênica e aromática cujas proporções são variáveis.

A faixa de destilação da gasolina varia entre 30 a 225°C sob pressão atmosférica e, sua exata composição depende da natureza do petróleo pelo qual foi originada (grau API e composição química), processo de obtenção (destilação, alquilação, craqueamento catalítico, etc), uso final para o qual foi produzida (veículos comuns, competições automotivas, etc) e a legislação em vigor (TAKESHITA *et al.*, 2008).

O índice de octano é um importante parâmetro utilizado no controle de qualidade da gasolina e fornece informações sobre a resistência à auto-ignição. Esse fenômeno ocorre quando a temperatura da mistura ar-combustível, sob o efeito da compressão, provoca a auto-detonação da mistura, sem a presença de uma faísca. Essa auto detonação gera pulsos de pressão no cilindro do motor, provocando um aumento no consumo de combustível, perda de potência e danos ao motor (MENDES, ALEME e BARBEIRA, 2012).

A Resolução N°40 da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) de 2013, regula as especificações da gasolina e reduziu o valor de enxofre máximo na gasolina como sendo de 50 mg/kg. Na resolução anterior (57/2011), o valor máximo aceito era de 800 mg/kg.

Segundo Luz (2003), para um melhor desempenho do motor, os seguintes requisitos devem ser atendidos:

- A partida a frio deve ser rápida;
- Após a partida, o motor deve ser aquecido rapidamente;
- Boas características de aceleração;
- A gasolina deve possuir boas características antidetonantes;
- A gasolina deve apresentar baixas taxas de enxofre;

O óleo diesel combustível pertence à classe dos destilados intermediários, juntamente com o gasóleo, o óleo de fôrnalha pesado e o óleo craqueado (SHREVE e JUNIOR, 1997). De acordo com Fernandes (2011), este combustível possui uma complexa composição e é obtido através do processo conhecido como destilação fracionada. Além dos

hidrocarbonetos parafínicos, olefínicos e aromáticos, apresenta ainda compostos sulfurados, nitrogenados e oxigenados. Os hidrocarbonetos formadores desse combustível possuem de oito a quarenta átomos de carbono. A faixa de destilação varia de 180 a 370°C.

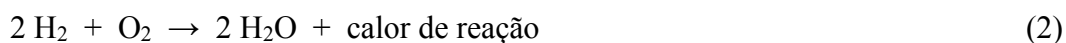
Segundo a Resolução da ANP N° 50, de 2013, as especificações do óleo diesel de uso rodoviário é classificado em óleo diesel A e B, cuja diferença está na adição ou não de biodiesel. Atualmente, o teor de biodiesel no diesel de petróleo é de 5% (volume). O teor de enxofre presente no diesel comercializado em Belém, Fortaleza, Recife e suas regiões metropolitanas é de 10 ppm, sendo classificado como diesel S10.

O Ministério de Minas e Energia, através do Plano Nacional de Energia 2030 – Combustíveis Líquidos (MME, 2007), afirma que o etanol pode ser produzido por qualquer matéria prima biológica que possua boas quantidades de açúcares ou, que possuam materiais que possam ser convertidos em açúcares. Normalmente, é produzido a partir da fermentação de açúcares por enzimas produzidas por leveduras. Tradicionalmente, as leveduras convertem açúcares de seis carbonos, principalmente glicose, em etanol.

Para Guido, Beatrice e Napolitano (2013), o etanol representa uma alternativa válida em relação aos combustíveis fósseis para uso em motores de combustão interna. É um combustível renovável que pode ser produzido a partir de diferentes fontes de biomassa vegetal (etanol de primeira geração). A produção de etanol de segunda geração, que utiliza biomassa ,lignocelulósica de vários resíduos florestais, tem despertado muito interesse devido à abundância de matéria prima, o baixo custo e pela não competição com as culturas alimentares.

Trata-se de um combustível com características antidetonantes, como a gasolina, sendo produzido em grande escala no Brasil a partir da fermentação da cana-de-açúcar. A gasolina brasileira possui adição de etanol, cujo teor oscila entre 20 e 25%, em volume, de acordo com a disponibilidade de matéria-prima e oscilações no preço do álcool e da gasolina (TAKESHITA *et al.*, 2008).

Convém ressaltar que a reação que ocorre entre um combustível e o oxigênio atmosférico recebe o nome de reação de combustão e, pode ser completa ou incompleta. A combustão completa ocorre na câmara de combustão, na presença de oxigênio, em quantidade estequiométrica para oxidação “completa” de todos os elementos do combustível. Os elementos químicos principais dos combustíveis líquidos são carbono, hidrogênio e enxofre. Dessa forma, observam-se as seguintes reações químicas (VLASSOV, 2008):



Para Bravo (2006), o dióxido de carbono e a água são os principais produtos da reação de combustão. Entretanto, a combustão incompleta causa a emissão de hidrocarbonetos que não reagiram, e os produtos intermediários de oxidação e craqueamento, como álcoois, aldeídos e monóxido de carbono. Como os combustíveis fósseis possuem compostos sulfurados em suas estruturas, durante sua queima pode produzir de óxidos de enxofre.

A combustão, nos veículos automotivos, ocorre na câmara de combustão (cilindro-pistão) no motor que, nesse caso, é classificado como motor de combustão interna, pois consiste em um conjunto de peças mecânicas e elétricas que produzem trabalho pela força de expansão resultante da queima da mistura de ar com combustível, no interior de cilindros fechados (OLIVEIRA e ROSA, 2003).

O motor é uma máquina que converte qualquer forma de energia em trabalho mecânico. No entanto, esta máquina é relativamente ineficiente com rendimento que varia entre 20 e 50 %, com limite máximo corresponde aos motores de ignição por compressão. De tal modo, que apenas uma pequena quantidade da energia contida no combustível é transformada em trabalho útil, o resto é perdido sob a forma de calor/emissões e atrito (NEVERS, 2000; MARTINS, 2013).

Os motores de combustão interna podem ser classificados quanto à forma de iniciar a combustão em (JUNIOR, 2003):

- Ignição por faísca: quando utilizam combustível de baixa volatilidade, como a gasolina, álcool e/ou gás natural. Para ignição necessitam de centelha produzida pelo sistema elétrico.
- Ignição espontânea: quando utilizam como combustível o óleo diesel. A inflamação do combustível injetado sob pressão na câmara de combustão ocorre pela compressão de ar e consequente elevação da temperatura.

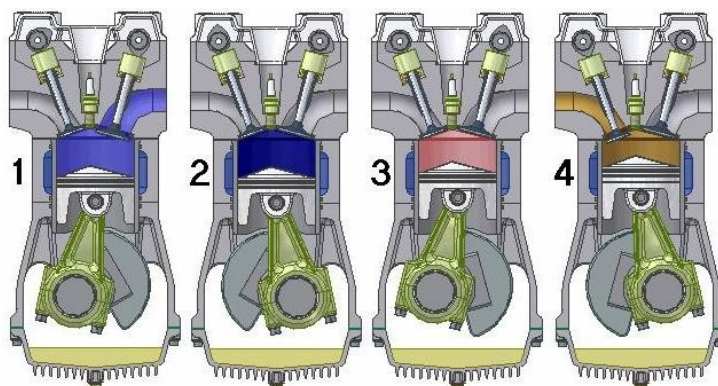
Os motores que realizam o ciclo em quatro cursos do pistão são denominados motores de quatro tempos. As fases que compõem esse motor são: admissão, compressão, expansão e exaustão ou escape (ZHAO, LAI e HARRINGTON, 1999; VARELLA e SANTOS, 2010).

De acordo com Jacondino (2005), os motores de ignição por centelha que equipam os veículos de passeio, veículos comerciais leves e motocicleta, são denominados motores de ciclo Otto. Nestes motores, a combustão da mistura ar/combustível, após ser submetida à compressão nos cilindros, é iniciada por uma centelha. Os combustíveis utilizados por estes motores são, normalmente, hidrocarbonetos leves de alto poder calorífico (PC), como a gasolina

(PC ~ 10.377 kcal/kg), o álcool (PC ~ 6.437 kcal/kg), o gás natural (PC ~ 11.259 kcal/kg) ou misturas semelhantes, os quais apresentam características antidetonantes.

O ciclo do motor de ignição por centelha está representado na Figura 1.

Figura 1 – Representação do funcionamento de um motor de ciclo Otto.



Fonte: Adaptada de http://www.if.ufrgs.br/~dschulz/web/motores4t_etapas.htm (2014).

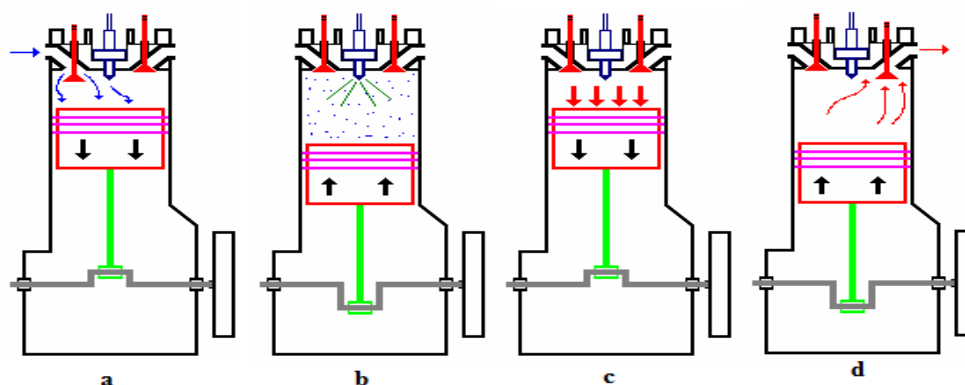
Onde:

- (1) Admissão: A mistura ar/combustível é introduzida na câmara de combustão (1º tempo);
- (2) Compressão: o pistão ascende comprimindo a mistura ar/combustível (2º tempo);
- (3) Combustão e/ou explosão: combustão da mistura provocada pela faísca elétrica (3º tempo).
- (4) Escape ou exaustão: os gases são liberados para o exterior do pistão e começa um novo ciclo (4º tempo).

Para Fernandes (2011), no motor diesel, o combustível é injetado no cilindro e na massa de ar a altas pressões e temperaturas. Consequentemente, ocorre a auto-ignição de porções da mistura resultante da injeção e da vaporização do combustível no ar quente. Segue-se, a partir daí, um processo de combustão que se expande, rapidamente, ao longo da câmara de combustão pelo processo de difusão da chama.

Os combustíveis utilizados nos motores por compressão, também conhecidos por motores de ciclo Diesel, são formados por hidrocarbonetos mais pesados e menos voláteis, como os que compõem o diesel. Em geral, são motores utilizados, na maioria das vezes, em veículos pesados de passageiros e de carga, que necessitam de alto valor de torque. Comumente operam com excesso de ar, proporcionando um rendimento termodinâmico superior ao dos motores de ciclo Otto (JACONDINO, 2005).

Figura 2 – Representação do funcionamento de um motor de ciclo Diesel.



Fonte: Adaptada de Junior (1997).

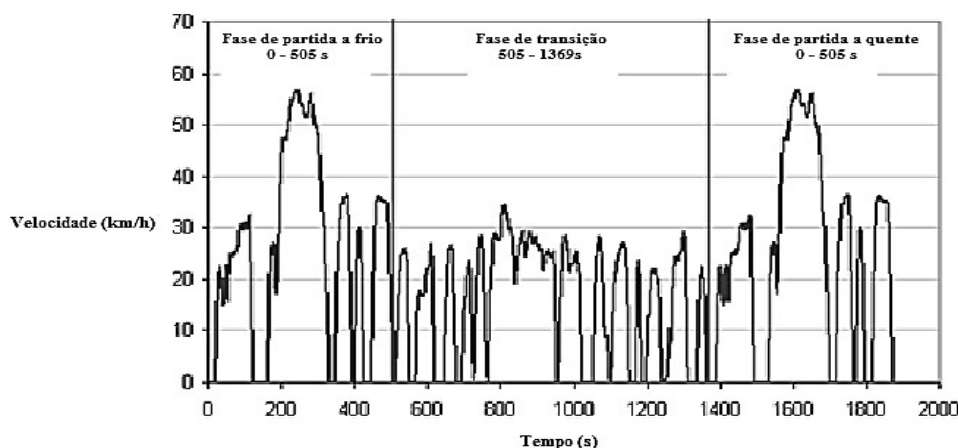
O motor de ignição espontânea está representado na Figura 2. No início do ciclo (a), a válvula de admissão está aberta. O pistão desloca-se do PMS ao PMI admitindo ar para dentro do cilindro. Na fase b, ambas as válvulas (admissão e escape) estão fechadas. O pistão desloca-se do PMI ao PMS comprimindo o ar. Antes de o pistão atingir o PMS, ocorre a injeção do combustível, que mistura-se com o ar aquecido pela compressão, iniciando o processo de combustão. A combustão provoca a expansão dos gases que empurram o pistão para o PMI (c). Com a válvula de escape aberta, o pistão desloca-se ao PMS, empurrando para fora os gases resultantes da combustão (d).

3.2.1 Ciclos de condução

Os ciclos de condução são modelos de condução normalizados que são apresentados através de gráficos velocidade/tempo, no qual o percurso está dividido em pequenos intervalos de tempo onde a aceleração é constante. Dessa forma, no caso de veículos com motor de combustão interna, o consumo de combustível e as emissões podem ser diretamente medidas (BRANCO *et al.*, 2012; UM, 2014).

A Figura 3 representa o ciclo de condução para veículos leves do *Federal Test Procedure 75* (FTP-75). Consiste em um ciclo urbano dividido em três fases: (a) fase de partida a frio; (b) fase transitória; e (c) fase de partida a quente. A partir deste, foi elaborado o do Brasil (SCHIMITT, 2010; BRANCO *et al.*, 2012).

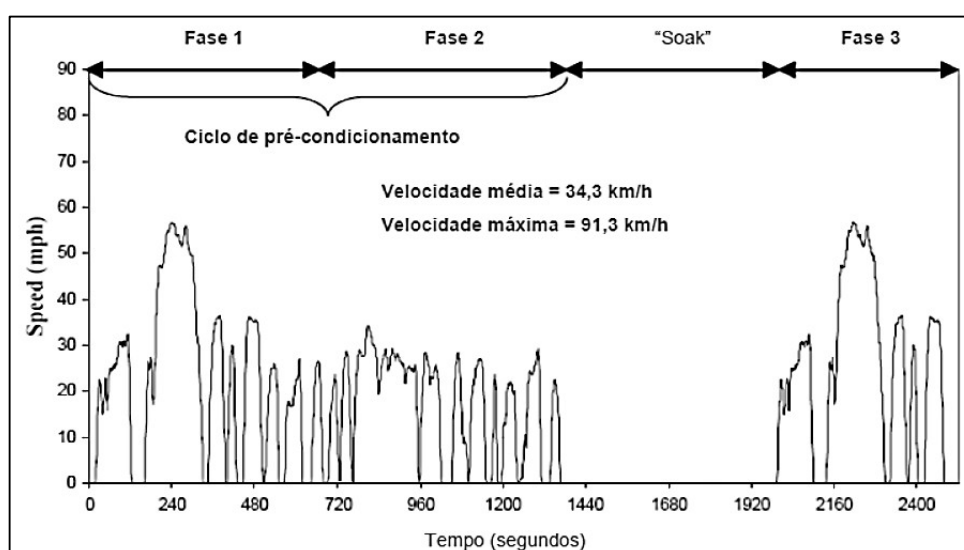
Figura 3 - Ciclo de Condução Americano (*Federal Test Procedure 75- FTP-75*).



Fonte: Adaptada de Schmitt (2010).

Desta forma, o ciclo de medições brasileiro é normatizado mediante as ABNT NBR 6601 e NBR 7024, que são baseadas na FTP-75 (ver Figura 3). A norma NBR 6601 fornece basicamente o ciclo para a realização das medições de emissões e, conseqüentemente, do consumo de combustível. No entanto, especificamente para consumo de combustível, deve ser utilizada a norma NBR 7024 (em conjunto com a NBR 6601), pois esta fornece o método e cálculos necessários para determinar o consumo de combustível. Abaixo podemos observar na Figura 4 o ciclo da NBR 7024, para medição de consumo de combustível em cidade (ou circuito urbano) (BRANCO *et al.*, 2012).

Figura 4 - Ciclo de condução urbano brasileiro segundo a norma NBR 6601.



Fonte: ABNT (2005).

Esta Figura apresenta o perfil de velocidades e fases do ensaio de emissões de escapamentos conforme a norma NBR 6601, onde:

- Fase 1: Fase fria de transição, inclui a partida com o motor a frio, tem duração de 505 segundos e um percurso de 5,7 km;
- Fase 2: fase estabilizada com duração de 866s e um percurso de 6,2 km;
- “Soak”: é a transição entre as fases 2 e 3 do teste e transcorre durante 10 minutos, neste o veículo está com o motor desligado;
- Fase 3: O motor é reiniciado para a fase quente, com o mesmo perfil de velocidades da fase fria também com 505s.

Durante estas três fases, são realizadas amostragens, durante 10 min, dos gases em “bags”. Ao fim do teste, a soma dos pesos das massas de poluentes de todas as “bags” é correlacionada com a distância percorrida durante o teste e então expressada em gramas por quilômetros (ABNT, 2005; BRANCO *et al.*, 2012).

Como já comentado acima, os veículos leves no Brasil são testados sob as orientações da Associação Brasileira de Normas Técnicas presentes no padrão ABNT NBR 7024 (consumo) e NBR 6601 (emissões). Com relação à NBR 7024, essa especifica o método para medir a autonomia por litro de veículos leves, por meio de um ciclo de condução simulado em dinamômetro de chassi para ciclos urbanos e rodoviários (ABNT, 2005; ABNT, 2006; SCHIMITT, 2010; BRANCO *et al.*, 2012). Conforme a NBR 7024, a autonomia é calculada segundo a Equação (1):

$$AUT_{comb} = \frac{1}{[(\frac{0,55}{AUT_{urb}}) + (\frac{0,45}{AUT_{rod}})]} \quad (4)$$

Onde:

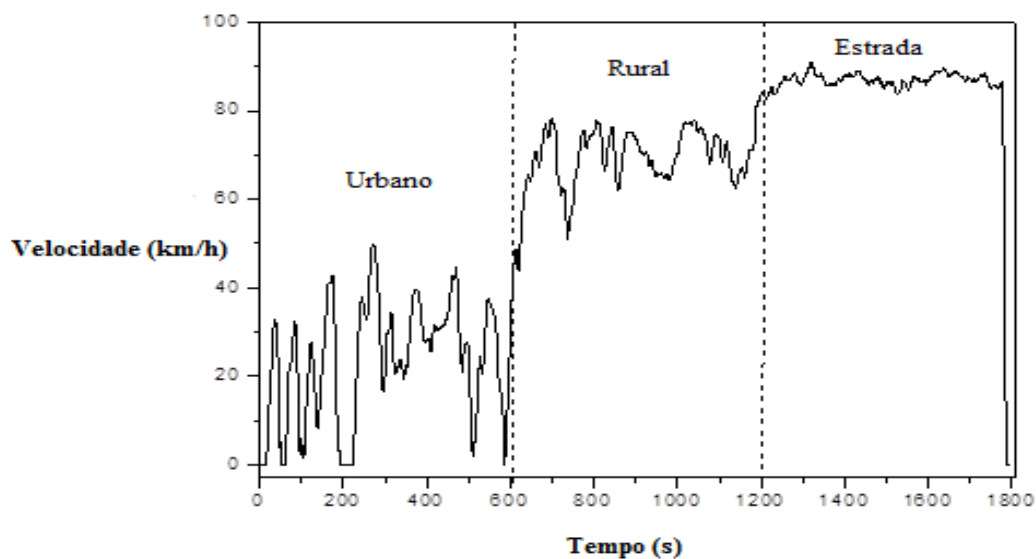
AUT_{comb} : autonomia por litro combinada, medida em km/L.

AUT_{urb} : autonomia por litro no ciclo urbano, de acordo com ABNT NBR 6601, medida em km/L;

AUT_{rod} : autonomia por litro no ciclo rodoviário, de acordo com ABNT NBR 7024, medida em km/L;

Já a Figura 5 representa o ciclo de condução para veículos movido a diesel adotado no Brasil, uma vez que a legislação vigente segue as Normas Euro.

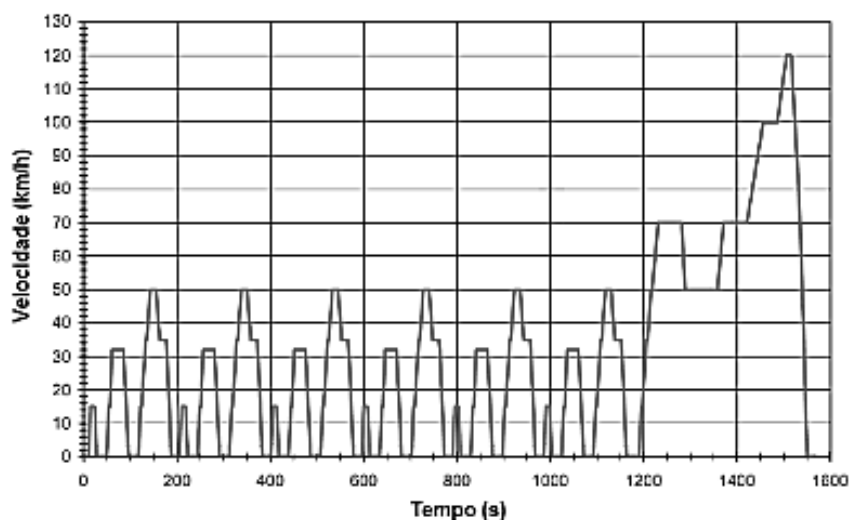
Figura 5 – Ciclo de condução para veículos a diesel.



Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2011).

A categoria motocicleta foi dividida em quatro classes: até 50cc (ciclomotor), até 150cc, acima de 150cc e flex. O perfil de velocidade em função do tempo desenvolvido durante o ensaio de emissões para as mesmas é mostrado na Figura 6.

Figura 6 - Ciclo de condução de emissões em motocicletas com motor acima de 150cc.



Fonte: Adaptada de NTZIACHRISTOS *et al.* (2009).

É importante destacar que os limites máximos de emissão de poluentes pelos veículos novos (homologação) foram fixados com um cronograma específico, para três categorias: veículos leves ciclo Otto (automóveis e seus derivados), veículos leves ciclo Diesel (caminhonetes, camionetas e utilitários) e veículos pesados (ônibus, microônibus e caminhões).

Para cumprimento dos limites estabelecidos pelo PROCONVE vêm sendo aplicadas tecnologias e sistemas que aperfeiçoam o funcionamento dos motores, proporcionando melhor condição de queima e, consequente, diminuição das emissões, bem como redução de consumo de combustível (BRANCO *et al.*, 2012).

3.3 Emissões veiculares e os catalisadores automotivos

Os poluentes atmosféricos emitidos por veículos motorizados (automóveis, ciclomotores, caminhões) apresentam significativa toxicidade para os seres vivos, além de contribuir para o aumento do efeito estufa (BRASIL, 2009).

Segundo a Resolução CONAMA N° 18, de 1986, os veículos automotores dos ciclos Otto e Diesel são fontes relevantes de emissão de monóxido de carbono, hidrocarbonetos, óxidos de nitrogênio, fuligem e aldeídos.

Para VIEIRA (2009), os principais poluentes do ar emitidos por veículos automotores são CO, SO₂, NO_x, MP e chumbo. Em menor escala, também são emitidos clorofluorcarbonos, compostos orgânicos voláteis e benzeno.

Segundo Ferreira *et al.* (2008), o ciclo diesel, diferentemente do ciclo Otto, é regulado apenas pela vazão de combustível, pois a vazão de ar permanece constante independente da velocidade do motor. Assim, as emissões de HC's e de CO são menores, entretanto as partículas e NO_x destacam-se como os principais poluentes emitidos por esses motores. Neste mesmo estudo, foram comparados as emissões derivadas da combustão do biodiesel (óleo de soja) e o diesel convencional. Foi observada uma redução de 40% na emissão de hidrocarbonetos quando utilizado o biodiesel, entretanto a emissão de aldeídos atingiu valores 5 a 10 vezes maiores que os obtidos na combustão do diesel mineral.

Para Rangel e Carvalho (2003), o tipo e a composição do combustível influenciam nas emissões veiculares. Um exemplo são os carros movidos a álcool que produzem altas taxas de formaldeído e acetaldeído em relação àqueles movidos à gasolina. Quando movido a mistura de 20% etanol/gasolina (v/v) emitem maior quantidade de aldeídos totais e óxidos de nitrogênio que somente com a gasolina.

Yao, Tsai e Wang (2013) avaliaram as emissões gasosas de CO, NO_x e compostos orgânicos de duas motocicletas equipadas com carburador e injeção eletrônica, utilizando gasolina e uma mistura de gasolina e etanol. Os resultados mostraram que houve redução nas emissões de CO para ambas as motocicletas quando abastecidas com a mistura gasolina-etanol.

Entretanto, foi observada alta emissão de acetaldeído quando utilizava a mistura com etanol. Praticamente não houve decréscimo significativo para NO_x .

Vieira (2009) tem relatado algumas considerações sobre os principais poluentes atmosféricos decorrentes dos veículos automotores:

- CO: é um produto formado pela queima incompleta de combustíveis na presença de pouco oxigênio. Quando há concentrações adequadas de O_2 , o CO é oxidado a CO_2 . Nos motores de ignição por centelha, ocorre a combustão de uma mistura rica, ou seja, a relação de ar-combustível é de mais combustível do que ar;
- NO_x : essa classe de poluentes é representada pelo NO e NO_2 . O NO é produzido nos motores pela combustão do nitrogênio a altas temperaturas e, oxidado a NO_2 , e emitido para a atmosfera, como detalhado na seção 3.1.3;
- SO_2 : é formado principalmente na queima de combustíveis fósseis que contém enxofre. Portanto, a quantidade de dióxido de enxofre produzido depende dos níveis presentes nos combustíveis.

Segundo Vallero (2007), os métodos de controle das emissões gasosas, provenientes de veículos do ciclo Otto, devem ser baseados na eliminação ou destruição de HC's não consumidos, CO e NO_x . Ainda conforme este autor, os conversores catalíticos foram introduzidos nos automóveis para atendimento das restritivas normas de emissão.

Abrantes *et al.* (2005) caracterizaram as emissões de acetaldeído e formaldeído realizando testes em quatro veículos comerciais leves a diesel, utilizando um dinamômetro de chassi. Os resultados mostraram que a emissão de acetaldeído variou de 5,9 a 45,4 mg/km e a de formaldeído variou de 16,5 a 115,2 mg/km.

As emissões veiculares são responsáveis por 10% das emissões globais de CO_2 . Os Estados Unidos, por exemplo, são responsáveis por 45% deste total. E, desde 1970, as emissões de CO_2 aumentaram em 70% (GUARIEIRO, VASCONCELLOS e SOLCI, 2011).

Teixeira, Feltes e Santana (2008) avaliaram a influência da poluição por fontes móveis na qualidade do ar na região metropolitana de Porto Alegre, através de um inventário com base em métodos aplicados especificamente às emissões veiculares. Foram considerados os seguintes combustíveis: gasolina, álcool, óleo diesel e gás natural veicular. Os resultados mostraram que os veículos movidos a gasolina são responsáveis pelas maiores concentrações emitidas de hidrocarbonetos e monóxido de carbono. Enquanto que os veículos movidos a diesel, destacam-se nas emissões de NO_x , SO_x e material particulado.

Na literatura têm sido apresentados trabalhos que utilizaram analisadores de gases portáteis conectados a um veículo automotor para verificar as emissões de poluentes em ciclo

de condução definido em área urbana. Um ciclo de condução real é de fundamental importância e necessário porque representam as características da condução, em particular, para cada região (OLIVEIRA *et al.*, 2009; ACHOUR *et al.*, 2011).

Tavares *et al.*, (2011) também utilizaram de um analisador de gases, do tipo eletroquímico, na avaliação das emissões de CO, NO_x e SO₂ com veículos movidos a gasolina e etanol. Os autores observaram que os veículos movidos a gasolina tiveram maior emissão de NO_x quando comparados aos veículos movidos a álcool. Já em relação ao CO e SO₂, não foi observada diferença significativa.

Outro enfoque importante diz respeito aos limites mais restritivos das emissões gasosas veiculares se fazendo necessária a introdução de catalisadores heterogêneos baseados em metais nobres. Atualmente, os sistemas avançados de pós-tratamento de gases de exaustão de veículos à gasolina utilizam os catalisadores de três vias (TWC - *Three-Way Catalyst*) que podem reduzir as emissões do CO, HC e de NQ em mais de 90% por veículo (SILVA, VIANA, MOHALLEM, 2009).

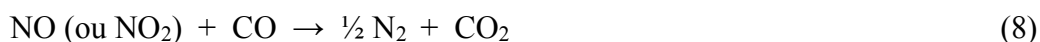
Devido à emissão de altas cargas de poluentes atmosféricos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana, os veículos automotores mais modernos estão equipados com um conversor catalítico de três vias que convertem simultaneamente NO_x, CO e C_xH_y, em formas não poluentes. Os resultados do uso desses catalisadores dependem do modo de condução e do tempo de uso desses equipamentos (TAKIGAWA, MATSUNAMI, ARAI, 2005).

Os catalisadores automotivos são feitos a partir de um suporte de material cerâmico recoberto pelo material catalítico, o qual é composto por elementos ativos responsáveis pelas reações de oxidação e redução que envolvem os poluentes. A eficiência dos catalisadores é minimizada com o tempo de uso associado às desativações térmicas, que é a submissão do equipamento à elevadas temperaturas; às desativações químicas, causada através de contaminações por componentes do óleo lubrificante ou por enxofre presente nos combustíveis; e às desativações mecânicas, associadas à abrasão e quebras por choques (GUIMARÃES e GOMES, 2011; BRAVO, 2006).

Os catalisadores automotivos, diferentemente dos catalisadores industriais, são expostos a constantes mudanças nas condições de trabalho, como é o caso das variações de temperatura do leito catalítico relativas à mudanças na condução do automóvel. A razão ar/combustível, se controlada próxima dos valores estequiométricos, otimiza a performance desses equipamentos (BRAVO, 2006).

As reações catalíticas mais importantes são a oxidação do monóxido de carbono e hidrocarbonetos com formação de dióxido de carbono e água, representado pelas equações (5)

a (7) e, a redução dos óxidos de nitrogênio a nitrogênio, representada pelas equações (8) a (10). As reações representadas pelas equações (11) a (17) também podem ocorrer (RANGEL e CARVALHO, 2003).



A Redução Catalítica Seletiva (RCS) possui catalisadores a base de vanádio, que tem sido considerado potencialmente cancerígeno. Dessa forma, uma alternativa é o uso de catalisadores zeolíticos contendo ferro. Assim, Oliveira *et al.* (2009) apresentou resultados experimentais no uso de catalisadores sem vanádio, determinando a eficiência de conversão de NO_x para três tipos de catalisadores RCS usando amônia como agente redutor. Os resultados mostraram que os catalisadores contendo ferro mostraram-se potencialmente competitivos para uso na tecnologia RCS.

3.4 Monitoramento das emissões veiculares e a mobilidade urbana

O aumento da frota veicular promove alterações na operação e gestão do sistema viário. Os automóveis colaboram com a intensificação dos impactos ambientais nas áreas urbanas, pois aumentam os níveis de poluição sonora e do ar. Dessa forma, como consequências de uma política urbana ineficiente a mobilidade e acessibilidade urbana estão comprometidas, o qual pode ser observado pelos congestionamentos, conflitos entre os diferentes modos de transporte, redução na segurança dos pedestres, aumento no número de acidentes de trânsito e desconforto espacial e ambiental (ALVES e JUNIOR, 2009).

Para Barczak e Duarte (2012), somente com a combinação de alternativas que incluam o melhoramento tecnológico dos motores e o planejamento urbano e de transportes pode-se obter eficácia na redução do impacto ambiental e aumento da qualidade e eficiência dos transportes urbanos.

Nesse contexto, a Lei Federal nº 12.587, de 3 de janeiro de 2012, institui as diretrizes da Política Nacional de Mobilidade Urbana que, possui como objetivos, a redução das desigualdades e a promoção da inclusão social; a promoção do acesso aos serviços básicos e equipamentos sociais; a melhoria nas condições urbanas da população no que se refere à acessibilidade e à mobilidade; a promoção do desenvolvimento sustentável com a mitigação dos custos ambientais e socioeconômicos dos deslocamentos de pessoas e cargas nas cidades e; a consolidação da gestão democrática para aprimoramento da mobilidade urbana.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2011), os inventários de emissões de poluentes atmosféricos são instrumentos estratégicos de gestão ambiental que estimam as emissões por fonte de poluição, numa dada área geográfica e em determinado tempo. Com isso, obtêm-se subsídios que auxiliem no estabelecimento de políticas e ações que permitam que os padrões de qualidade do ar sejam respeitados.

O Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, faz parte da Legislação Federal Brasileira que deu início a regulamentação da qualidade do meio ambiente, relacionando-a com a poluição do ar, das águas e do solo. Esse Decreto-Lei dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais e, foi complementado pela Lei nº 6.803, de 02 de julho de 1980, que dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição.

Em 1981, a Lei nº 6.938 estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente, detalhando e especificando seus fins e mecanismos. Define como poluidor, a pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, pela atividade causadora de degradação ambiental. Atribui ao Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA – a competência para estabelecer normas e padrões nacionais de controle da poluição por veículos automotores, aeronaves e embarcações, mediante audiência dos Ministérios competentes.

A Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como a Lei de Crimes Ambientais, dispõe sobre as sanções penais e administrativas decorrentes de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

A fixação de parâmetros para a emissão de poluentes gasosos e materiais particulados por fontes fixas foi efetuada, inicialmente, por meio da Resolução Conama nº

005/1989, que dispõe sobre o PRONAR. O PRONAR é um programa pioneiro no País, onde estabelece metas e instrumentos de ação, como a elaboração de um inventário nacional de fontes de poluição do ar e de áreas críticas de poluição.

As Resoluções CONAMA nº 03/1990 e nº 08/1990 estabeleceram limites para a concentração de determinados poluentes atmosféricos, onde levaram em consideração os limites de concentração compatíveis com a saúde e o bem-estar humanos propostos pela Organização Mundial de Saúde (OMS). São estabelecidas concentrações máximas para material particulado, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio.

Em 2006, através da Resolução CONAMA nº 382, atualizou-se e foram ampliados os parâmetros e estabelecidos os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos por fontes fixas.

Em relação ao estabelecimento de metas para a redução da emissão de gases e materiais particulados por fontes móveis no Brasil, em 1986, o CONAMA instituiu, por meio da Resolução nº18, o PROCONVE. A Fase P-7 do PROCONVE para veículos pesados novos está apresentada na Resolução CONAMA nº 403, de 2008. Enquanto que a Resolução CONAMA nº 415/2009 dispõe sobre a fase PROCONVE L6 de exigências para veículos automotores leves novos. Por esta resolução ficaram estabelecidos os seguintes limites máximos de emissão de poluentes de veículos leves de passageiros (ver Tabela 2).

Tabela 2 – Limite máximo de emissão de poluentes por veículos leves de passageiros.

POLUENTE	LIMITE MÁXIMO DE EMISSÃO
Monóxido de carbono (CO)	1,30 g/km
Hidrocarbonetos totais (THC)	0,30 g/km
Hidrocarbonetos não metano (NMHC)	0,05 g/km
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	0,08 g/km
Aldeídos para ciclo Otto	0,02 g/km
Material particulado (MP) para ciclo Diesel	0,025 g/km
Monóxido de carbono em marcha lenta (Otto)	0,2 % em volume

Fonte: CONAMA (2009).

Para os motocicletos e veículos similares novos, a Resolução Conama nº 432/2011 estabelece fases de controle de emissões de gases poluentes com o estabelecimento dos níveis de emissão máximo conforme descritos na Tabela 3.

Tabela 3 – Limite máximo de emissão de poluentes por motocicletas.

VELOCIDADE	LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÃO (g/km)			
MÁXIMA	CO	HC	NO _x	CO ₂
< 130 km/h	2	0,8	0,15	Informar
≥ 130 km/h	2	0,3	0,15	Informar

Fonte: CONAMA (2011).

A Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores.

A Resolução CONAMA nº 8 de 1993, estabelece limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados a veículos pesados novos, nacionais e importados.

Em 1997, através da Resolução CONAMA nº 226, foram estabelecidos os limites máximos de fuligem em veículos automotores. E, em 1999, a Resolução CONAMA nº 251 estabeleceu critérios, procedimentos e limites máximos de opacidade da emissão de escapamento para avaliação do estado de manutenção dos veículos automotores do ciclo Diesel.

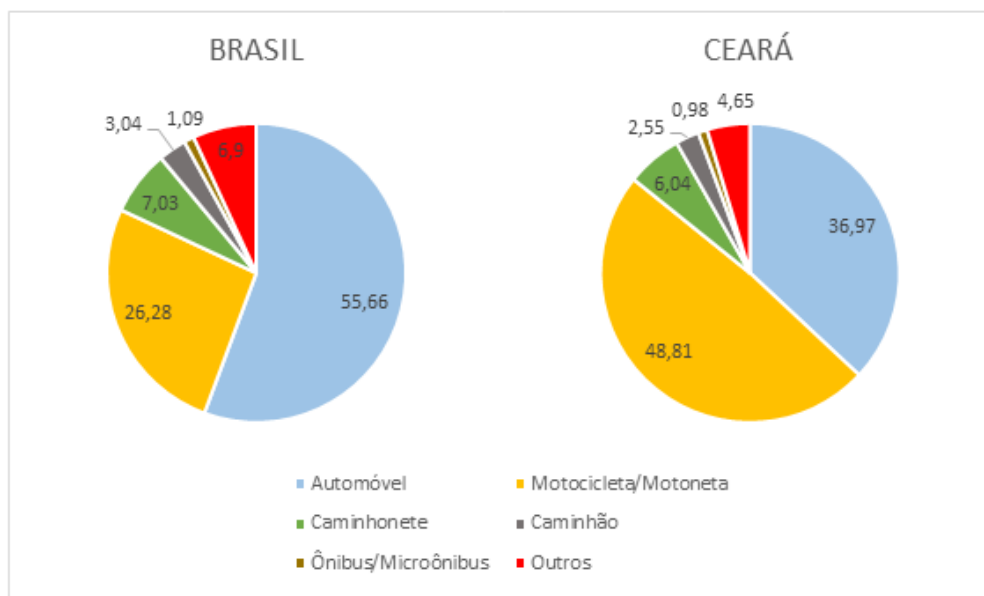
O CONAMA com o intuito de fiscalizar a emissões dos veículos nos centros urbanos publicou em 2009 a Resolução N º 418, em que especifica critérios para a elaboração de programas de inspeção e manutenção de veículos em uso pelos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente. Um dos resultados dessa resolução foi a criação do CONTROLAR na cidade de São Paulo.

O Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso do município de São Paulo foi instituído pela Lei nº 11.733, de 27 de março de 1995. A partir dessa lei foram instalados centros de inspeção e certificação de veículos de forma a controlar a emissão de poluentes pela frota licenciada da cidade paulista.

Já no Cenário do Estado do Ceará, a SEMACE, através do Programa de Combate à Fumaça Negra, realiza o controle da emissão de fumaça negra pelos veículos do ciclo diesel que circulam no Estado do Ceará. São fiscalizados os transportes alternativos, caminhões, ônibus intermunicipais e veículos particulares. O Programa está fundamentado na Resolução do CONTRAN Nº 510/77 e no Decreto Estadual Nº 20.764/90. De acordo com os resultados do período de 1990 a 2012 observou-se um decréscimo considerável no número de veículos que apresentaram índices de fumaça em desacordo com os padrões estabelecidos pela legislação vigente.

A Figura 7 ilustra a percentagem de veículos por tipo no Brasil e no estado do Ceará, com base nos dados da frota de janeiro de 2014.

Figura 7 – Percentagem da frota de veículos no Brasil e no Ceará por tipo, em Janeiro/2014.

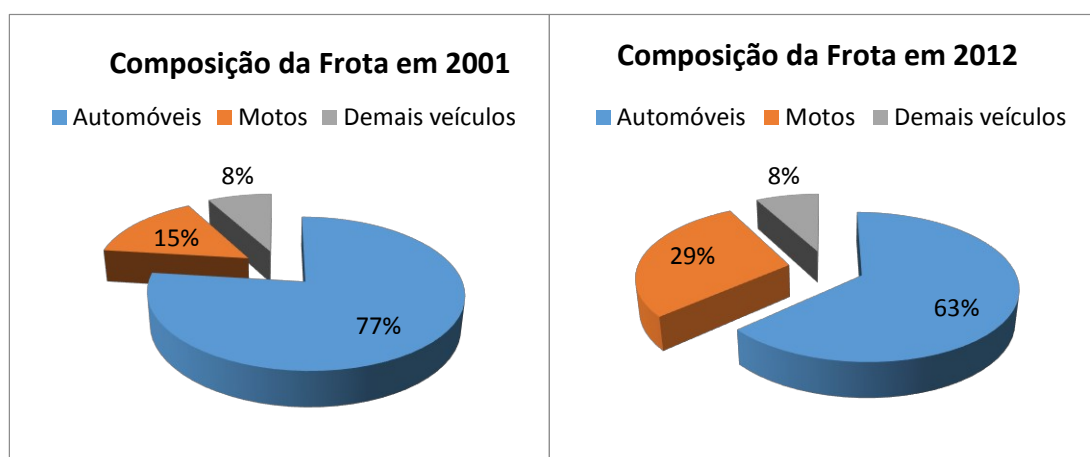


Fonte: Adaptada de DENATRAN (2014).

A frota de veículos no Brasil, em janeiro do ano 2014, totalizava 82.060.911 veículos, dos quais os automóveis representam a maior quantidade, seguida das motocicletas e motonetas. O Ceará, com 2.401.263 veículos, tem um comportamento diferente, onde as motocicletas e motonetas estão em maior número, seguida dos automóveis. Observa-se que, os tipos de veículos mais comuns são, portanto, os automóveis, as motocicletas/motonetas e as caminhonetes.

A Figura 8 compara a frota da Região Metropolitana de Fortaleza, com base nos dados dos anos 2001 e 2012.

Figura 8 – Composição da frota na Região Metropolitana de Fortaleza, ano base 2012.



Fonte: INCT (2014).

Neste panorama, observa-se que as motocicletas quase que duplicaram em 11 anos, o que se torna importante contabilizar o fator de emissão dessa classe de veículos quando for avaliar a qualidade do ar nestas regiões e seus impactos.

Recentemente a prefeitura de Fortaleza em parceria com a Associação Mundial de Governos Locais e Subnacionais Dedicados ao Desenvolvimento Sustentável (ICLEI), apresentou o seu primeiro Inventário de Emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE). As emissões totais contabilizaram 3.827.521 tCO₂eq, sendo o setor dos transportes o maior emissor de gases (61%), como vem sendo apresentado em diversos estudos já relatados na literatura (Baptista *et al.*, 2012; PREFEITURA DE FORTALEZA, 2014).

Em suma, todo e qualquer estudo que seja realizado, acadêmico ou não, na caracterização/monitoramento da atmosfera local, representa uma importante ferramenta de gestão pública, sobretudo no desenvolvimento de uma dada região na questão da mobilidade urbana associada ao meio ambiente e, conseqüentemente, o bem-estar da população local.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As emissões veiculares foram abordadas segundo os seguintes aspectos: diferentes classes veiculares (automóvel, caminhonete e motocicleta), tipo de combustível (álcool, gasolina e diesel), tipo de motor (ciclos Otto e Diesel) e condições de operação do motor (partida a frio, partida a quente, aceleração constante e aceleração severa (ou brusca)).

4.1 Tipos de Veículos e Combustíveis

Os estudos foram realizados em três diferentes tipos de veículos automotores movidos a diesel, gasolina e/ou álcool, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 – Tipos de veículos e combustíveis

VEÍCULO	CARACTERÍSTICAS GERAIS	COMBUSTÍVEL
Automóvel	Palio Attractive; Fiat; 1.0; 8V; Flex; 2012/2013; Potência: 73 cv / 53,7 kW / 6.250 rpm (gas.); Torque: 9,5 kgfm/ 3.850 rpm (gas.); Câmbio: Mecânico; Consumo: Urbano (10,8 km/L) e Estrada (13,6 km/L); Peso: 920 kg	Gasolina
Automóvel	Palio Attractive; Fiat; 1.0; 8V; Flex; 2012/2013 Potência: 75 cv / 55,2 kW / 6.250 rpm (etanol); Torque: 9,9 kgfm/ 3.850 rpm (etanol); Câmbio: Mecânico; Consumo: Urbano (7,3 km/L) e Estrada (9,4 km/L); Peso: 920 kg	Álcool
Caminhonete	L200 Triton GLS; Mitsubishi; 3.2; Diesel; 2012/2012; Potência: 180 cv / 132,4 kW / 3.500 rpm; Torque: 38 kgfm / 2.000 rpm; Câmbio: Mecânico Consumo: Urbano (10.6 km/L) e Estrada (15.2 km/L); Peso: 1945 kg	Diesel
Motocicleta	XRE 300; Honda; 291,6 cm ³ ; 291,6 cc; Injeção eletrônica; 2010/2010; Potência: 26,1 cv / 19,2 kW / 7.500 rpm; Torque: 2,81 kgfm / 7.500 rpm; Consumo: 30 km/L	Gasolina

Fonte: Autor (2014).

A Figura 9 apresenta as imagens dos veículos testados neste estudo, conforme a Tabela 4.

Figura 9 – Imagens dos modelos dos veículos avaliados.



a) Palio Attractive

b) L200 Triton GLS

c) XRE 300

Fonte: Autor (2014).

4.2 Análises dos combustíveis

Os combustíveis utilizados nos testes de combustão foram analisados segundo os parâmetros:

1. Gasolina comum: teor de etanol, massa específica e enxofre total;
2. Etanol hidratado combustível: massa específica e teor alcoólico;
3. Óleo diesel B: viscosidade cinemática, massa específica e enxofre total.

4.3 Condições experimentais

Experimentalmente foram realizadas medições das emissões veiculares de CO, NO, NO₂, H₂S, CO₂, O₂ e SO₂ em quatro diferentes condições para cada veículo/combustível, conforme descrito na Tabela 4.

As condições estudadas inicialmente foram de: partida a frio, partida a quente, aceleração constante e aceleração severa (ou brusca) por alguns instantes, conforme procedimentos descritos abaixo:

1. **Partida a frio:** o veículo permaneceu com o motor desligado, até atingir a temperatura ambiente e a partida foi efetuada. O tempo de análise para essa condição foi de 120 segundos;
2. **Partida a quente:** a partida no veículo foi dada após um período em funcionamento. O tempo de análise para essa condição foi de 120 segundos;
3. **Aceleração constante:** o veículo foi mantido em aceleração constante por 60 segundos com rotação do motor, aproximada, em 2.500 rpm. A motocicleta não foi avaliada

segundo esse parâmetro, pois a mesma funciona em rotação mais elevada que os demais veículos em estudo;

4. ***Aceleração severa (ou brusca)***: o veículo foi acelerado severamente, de modo a atingir cerca de 2.500 rpm. O tempo de análise para essa condição foi de 60 segundos. Para esta condição, também a motocicleta não foi avaliada. Convém ressaltar que este ensaio é uma alteração rápida das condições de rotação do motor, com o propósito de simular, de forma simples, o deslocamento do veículo e a realização de ultrapassagens. É interessante o conhecimento do comportamento das emissões nesse aspecto, pois em vias congestionadas, o condutor realiza várias vezes a aceleração rápida do veículo e a posterior frenagem.

4.4 Análises das emissões dos gases de combustão

Para todos os testes, as determinações das emissões de poluentes derivados de veículos supracitados foram realizadas mediante o uso de um analisador portátil de gases, modelo Greenline 8000 da *Euroton Instruments*, empresa representada no Brasil pela ECIL Produtos e Sistemas de Medição e Controle LTDA (ver Figura 10), composto de seis células eletroquímicas (NO , NO_2 , SO_2 , H_2S , O_2 e CO) e dois detectores de infravermelhos não dispersivos para análise de CO_2 e hidrocarbonetos (C_xH_y). O analisador eletroquímico/IR consiste de duas seções: a unidade de controle principal (MCU) e a unidade de controle remoto (RCU). A MCU inclui uma bomba de amostragem da fração gasosa, com vazão de 7,0 LMP (sete litros por minutos), além de filtros, bomba peristáltica com dreno de condensados e os sensores dos gases. A RCU é utilizada para exibir e imprimir os dados aferidos. Uma sonda *Pitot* de 2,5 metros foi inserida a saída dos gases de escape dos veículos analisados, sendo também possível analisar as temperaturas dos gases de exaustão.

Figura 10 – Imagem do analisador portátil de gases de combustão Greenline 8000.



Fonte: Manual do equipamento Greenline 8000 (disponível em: www.eurotron.com).

O uso deste analisador eletroquímico constitui uma nova metodologia para avaliação local com obtenção de dados instantâneos das emissões de gases poluentes nas condições automotivas, citada no início desta seção (ACHOUR, CARTON, OLABI, 2011; TAVARES *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2011).

A Tabela 5 mostra as faixas de medição, a resolução, o tipo de sensor e a precisão de cada parâmetro analisado.

Tabela 5 – Medição e faixas de precisão na análise da emissão de gases poluentes usando um analisador eletroquímico/infravermelho portátil *Greenline 8000*.

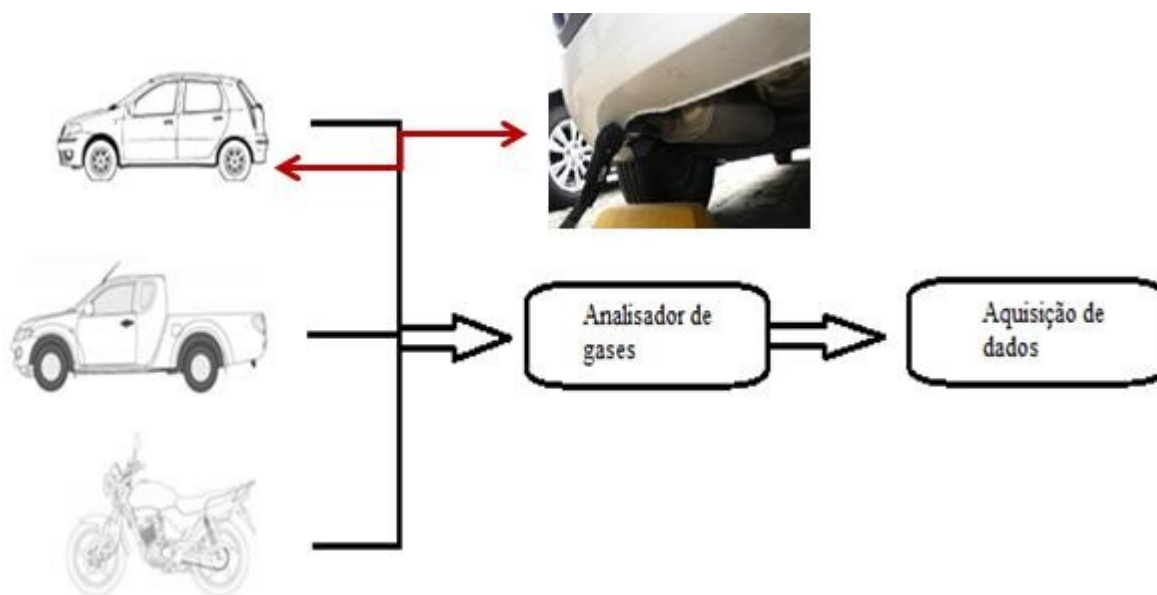
PARÂMETRO	TIPO DE SENSOR	FAIXA DE MEDIÇÃO	RESOLUÇÃO	PRECISÃO
O ₂	Eletroquímico	0 – 25,0 %	0,1 %	± 0,1% vol.
CO	Eletroquímico	0 – 20.000 ppm	1 ppm	± 10 ppm < 300 ppm ± 4% valor medido (300 – 2000 ppm) ± 10% valor medido > 2000 ppm
CO ₂	Infravermelho	0 – 40,00 %	0,01 %	± 0,3% < 10% ± 3% valor medido > 10%
NO	Eletroquímico	0 – 4.000 ppm	1 ppm	± 5 ppm < 100 ppm ± 4% valor medido > 100 ppm
NO ₂	Eletroquímico	0 – 1.000 ppm	1 ppm	± 5 ppm < 100 ppm ± 4% valor medido > 100 ppm
SO ₂	Eletroquímico	0 – 4.000 ppm	1 ppm	± 5 ppm < 100 ppm ± 4% valor medido > 100 ppm
H ₂ S	Eletroquímico	0 – 1.000 ppm	1 ppm	± 5 ppm < 100 ppm ± 4% valor medido > 100 ppm
HC	Infravermelho	0 – 50.000 ppm	1 ppm	± 100 ppm < 2.500 ppm ± 4% valor medido > 2.500 ppm

Fonte: Adaptada a partir do manual do equipamento *Greenline 8000* (disponível em www.eurotron.com).

As emissões foram analisadas utilizando o equipamento *Greenline 8000*, conforme especificação descrita na Tabela acima, e seus resultados são reportados instantaneamente e/ou através do sistema de aquisição de dados via *bluetooth* para MCU, possibilitando a aquisição dos dados dos testes realizados.

Assim, para realização da coleta e análises das emissões dos gases derivados dos modos de operação do veículo, apresentados na seção anterior, a sonda do analisador foi introduzida na saída do tubo de escape dos veículos. Os dados foram coletados instantaneamente ao longo dos testes através do sistema de aquisição de dados do equipamento. Um esquema geral é ilustrado na Figura 11.

Figura 11 – Ilustração do procedimento de análise dos gases diretamente no escape dos veículos.



Fonte: Autor (2014).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises dos combustíveis

As Tabelas 6, 7 e 8 apresentam os resultados das análises de caracterização dos combustíveis utilizados nos testes de combustão.

Tabela 6 – Resultados das análises do óleo diesel tipo B.

Características	Valor	Especificação	Método
Viscosidade cinemática a 40° C, mm ² /s	2,6250	2,0 a 4,5	NBR 10441
Massa específica a 20°C, kg/m ³	834,2	815,0 a 850,0	NBR 14065
Enxofre total, mg/kg	9,1	10 (máximo)	ASTM D5453

Fonte: Autor (2014).

Para as análises realizadas para o óleo diesel, observa-se que o mesmo apresenta-se conforme a especificação exigida pela Resolução ANP N° 50/2013.

Tabela 7 – Resultados das análises da gasolina comum.

Características	Valor	Especificação	Método
Teor de etanol (% volume)	25	$25 \pm 1,0$	NBR 13992
Massa específica a 20°C, kg/m ³	715,2	-	NBR 14065
Enxofre total, mg/kg	5,6	50 (máximo)	ASTM D5453

Fonte: Autor (2014).

Para as análises realizadas para a gasolina, observa-se também que a mesma apresenta-se conforme a especificação exigida pela Resolução ANP N° 40/2013.

Tabela 8 – Resultados das análises do etanol hidratado combustível.

Características	Valor	Especificação	Método
Massa específica a 20°C, kg/m ³	809,9	807,6 a 811,0	NBR 15639
Teor alcoólico, % massa	92,9	92,5 a 93,8	NBR 15639

Fonte: Autor (2014).

Para as análises realizadas para o etanol combustível, assim como para os outros combustíveis, o mesmo apresenta-se conforme a especificação exigida pela Resolução ANP N° 07/2013.

5.2 Partida do motor

5.2.1 Emissões sob Partida a Frio

As Figuras 12, 13, 14, 15 e 16 representam os resultados obtidos na avaliação das emissões instantâneas de monóxido de carbono, hidrocarbonetos, sulfeto de hidrogênio, óxidos de nitrogênio segundo a partida do motor no modo a frio para as diferentes classes de veículos em estudo e tipo de combustível utilizado e, a Tabela 9 mostra as temperaturas mínimas e máximas dos gases de exaustão, bem como os valores médios de temperatura ambiente e umidade do ar na mesma condição.

Tabela 9 – Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de partida a frio.

Veículo	Temperatura mínima (°C)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade relativa do ar (%)
Diesel	29,1	38,7	30,8	66
Gasolina	34,4	46,2	33,5	38
Álcool	29,2	51,2	29,8	74
Motocicleta	31,3	44,6	30,4	67

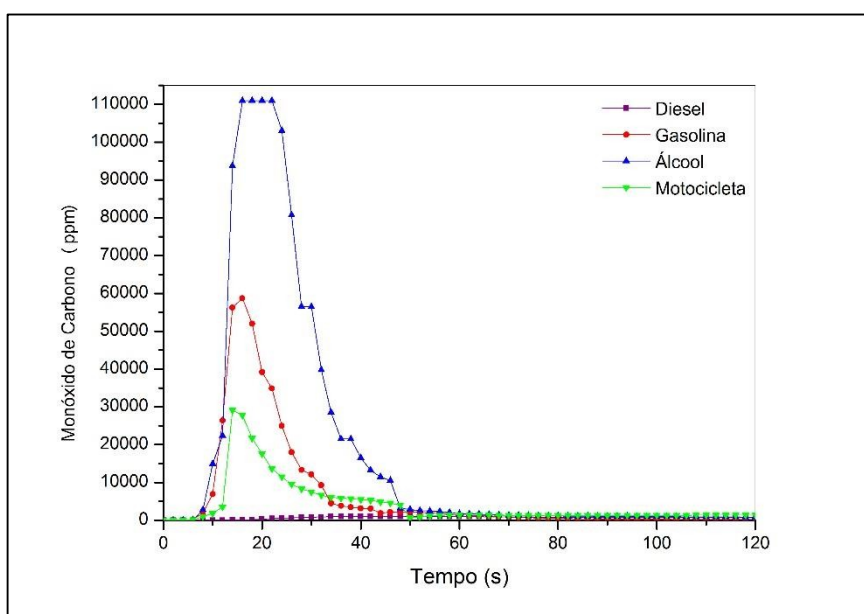
Fonte: Autor (2014).

Na tabela 9 observa-se que, a partir de iniciada o processo de combustão nos motores, o mesmo tem sua temperatura aumentada que pode ser observada pelo crescimento das temperaturas dos gases na saída do escape dos veículos.

Na partida a frio, o valor médio da taxa de oxigênio (%) observada nos gases de exaustão foi de: 2,36% (gasolina), 2,41% (álcool), 15,67% (motocicleta) e, 16,65% (diesel).

A Figura 12 apresenta o monitoramento das emissões de CO na condição de partida a frio.

Figura 12 – Dados instantâneos da emissão de CO sob partida a frio.



Fonte: Autor (2014).

Na Figura 12 observa-se que a emissão de CO, na condição de partida a frio, para o veículo equipado com motor otto movido a álcool atingiu, aos 16 segundos, o nível máximo de 111.001 ppm de emissão. Em seguida, com emissão de 58.751 ppm está o mesmo veículo, entretanto movido a gasolina. Com 29.100 ppm está a motocicleta e, por fim, 970 ppm foi o nível máximo atingido para o veículo a diesel (caminhonete), menos poluente nesta condição.

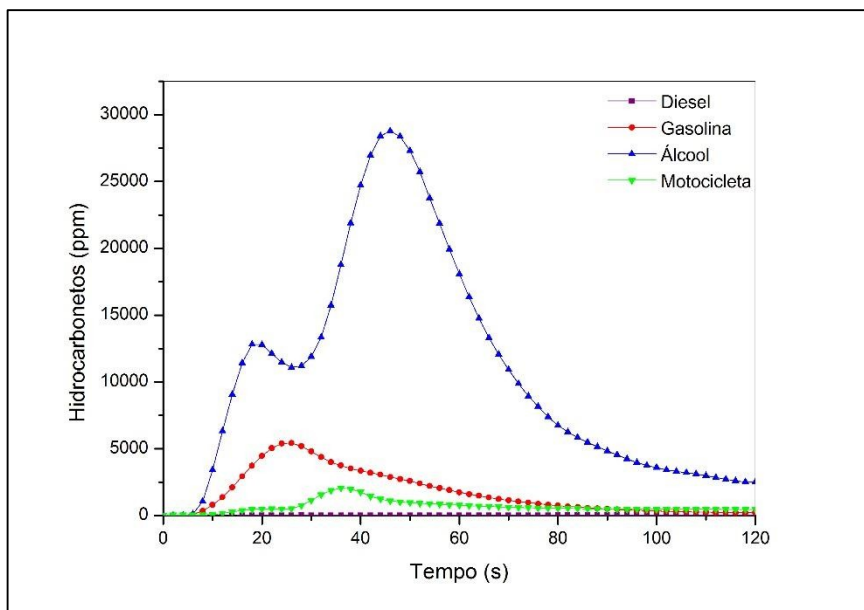
Após esse período inicial, com o motor em funcionamento e sem aceleração (marcha lenta), os valores de CO diminuem bastante. Ao atingirem 120 segundos de funcionamento, tempo final de coleta dos resultados, as emissões foram de 217 ppm (otto a gasolina), 705 ppm (diesel), 850 ppm (otto a álcool) e 1.357 ppm (motocicleta).

Para VIEIRA (2009), os veículos automotores do ciclo Otto são a principal fonte de emissão de monóxido de carbono de origem antropogênica. Nesses motores, ocorre a combustão de uma mistura rica em combustível e pobre em oxigênio, impedindo que todo o carbono seja convertido em CO₂. As concentrações mais elevadas de CO ocorrem no momento da partida com motor frio, em marcha lenta e, em engarrafamentos.

Segundo Manzoli e Schaal (2009), quando o motor está frio, a variável de maior importância em relação à produção de CO é a temperatura, a qual conforme se eleva, reduz a emissão de CO. A medida que há o aquecimento do motor, outras variáveis ganham importância, como a velocidade e a inclinação da via.

A Figura 13 apresenta o monitoramento das emissões de HC na condição de partida a frio em estudo.

Figura 13 – Dados instantâneos da emissão de HC sob partida a frio.



Fonte: Autor (2014).

Na emissão de HC sob partida a frio, os níveis máximos emitidos foram de 28 ppm (veículo diesel), 2.067 ppm (motocicleta), 5.423 ppm (veículo a gasolina) e 28.408 ppm (veículo a álcool).

No final do teste (120 s), os menores valores de emissões são para o veículo ciclo Diesel (27 ppm), seguido da gasolina (218 ppm), da motocicleta (454 ppm) e, com a maior emissão nessa condição está o veículo a álcool (2.500 ppm).

Os resultados mostram que o perfil das emissões de hidrocarbonetos é bem similar às emissões de monóxido de carbono, porém com valores inferiores, sendo o veículo movido a álcool o responsável pelas maiores emissões desses poluentes nas condições em estudo.

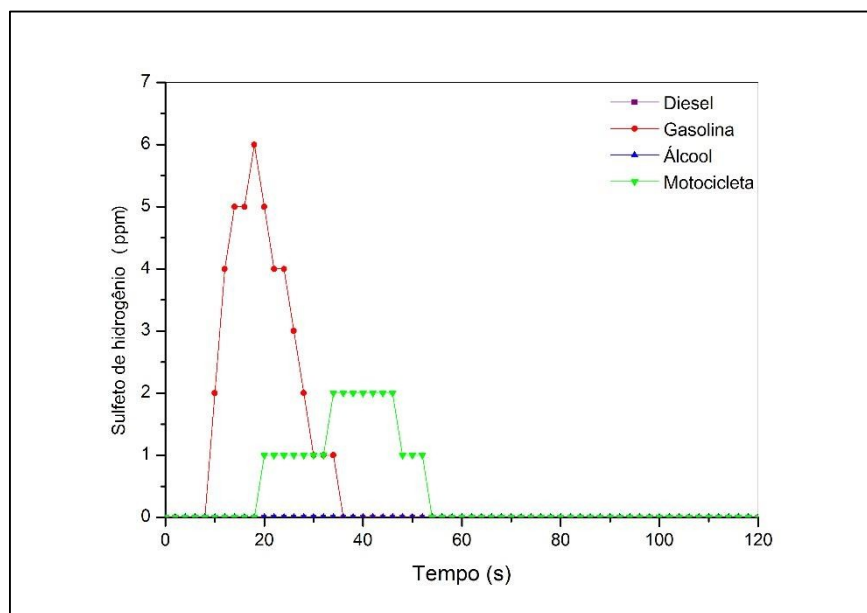
Segundo o Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo (CETESB, 2008), os principais poluentes liberados na queima do etanol e da gasolina são: CO, HC, NQ e RCHO (aldeídos).

Os motores *flex* operam em uma taxa de compressão intermediária, não apresentando uma boa queima nem para a gasolina quanto para o álcool, o que favorece a ocorrência da combustão incompleta. Assim, mais combustível é utilizado para se percorrer a mesma distância, o que justifica as altas taxas de monóxido de carbono e hidrocarbonetos (LOIOLA *et al.*, 2011).

É de ressaltar que as emissões de CO e HC são relativamente mais baixas para os veículos equipados com motor Diesel, devido às altas temperaturas e pressões de combustão, aliada a um excesso de O₂ dentro da câmara (MARTINS, 2011).

A Figura 14 apresenta o monitoramento das emissões de H₂S na condição de partida a frio em estudo.

Figura 14 – Dados instantâneos da emissão de H₂S sob partida a frio.



Fonte: Autor (2014).

No modo partida a frio, somente foi detectada a emissão de H₂S para os veículos que funcionavam a gasolina, sendo a emissão máxima de 6 ppm (gasolina) e 2 ppm (motocicleta). Entretanto, no final do teste (120 s) esse poluente já não foi mais detectado para nenhum veículo/combustível em estudo.

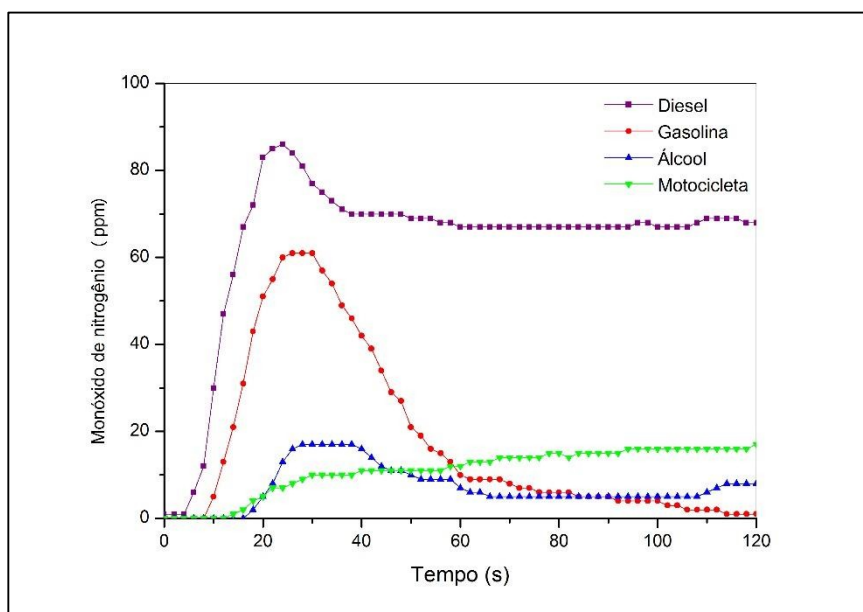
O sulfeto de hidrogênio, uma vez em contato com o oxigênio, pode converter-se em SO₂ (ANDRADE *et al.*, 2009), o que pode justificar a detecção dessa substância somente para os veículos com motores ciclo Otto, pois os mesmos funcionam com taxas muito baixas de oxigênio, o que pode inicialmente ter impedido a conversão de H₂S a SO₂ ocorresse. Ressalta-se que o H₂S devido a sua toxidez é capaz de irritar os olhos, bem como atuar nos sistemas nervoso e respiratório podendo, dependendo de sua concentração, causar a paralisação dos pulmões causando a morte por asfixia (MAINIER e VIOLA, 2005).

Em relação a emissão de SO₂, o mesmo não foi detectado para quaisquer dos veículos na condição de partida a frio. Como forma de diminuir os impactos ambientais

provocados pelas emissões de SO_2 , a ANP (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis) progressivamente estar exigindo níveis menores de enxofre nos combustíveis. No caso da gasolina e diesel metropolitano, os valores máximos de enxofre permitidos são 50 e 10 ppm (2013).

A Figura 15 apresenta o monitoramento das emissões de NO nas condições na condição de partida a frio em estudo.

Figura 15 – Dados instantâneos da emissão de NO sob partida a frio.



Fonte: Autor (2014).

Na emissão de NO sob partida a frio, os níveis máximos emitidos foram de 86 ppm (veículo diesel), 61 ppm (gasolina) e 17 ppm (álcool e motocicleta). No final do teste (120 s), as emissões passaram a ser de 68 ppm (veículo diesel), 17 ppm (motocicleta), 8 ppm (álcool) e 1 ppm (gasolina).

A emissão de NO_x em motores de ciclo diesel é superior à dos motores de ciclo Otto. Isso acontece devido às características de combustão dos motores de ciclo diesel que funcionam em temperaturas e pressões mais elevadas, os quais ocorrem em regime de altas cargas, além de que o excesso de O_2 contribui para maior produção de NO_x (BRANCO e MURGEL, 1995).

O NO é convertido a NO_2 através da reação com RO_2 (peroxiradicaís) ou O_3 (ozônio). Então, o NO_2 gerado é fotolisado na atmosfera e o oxigênio atômico liberado

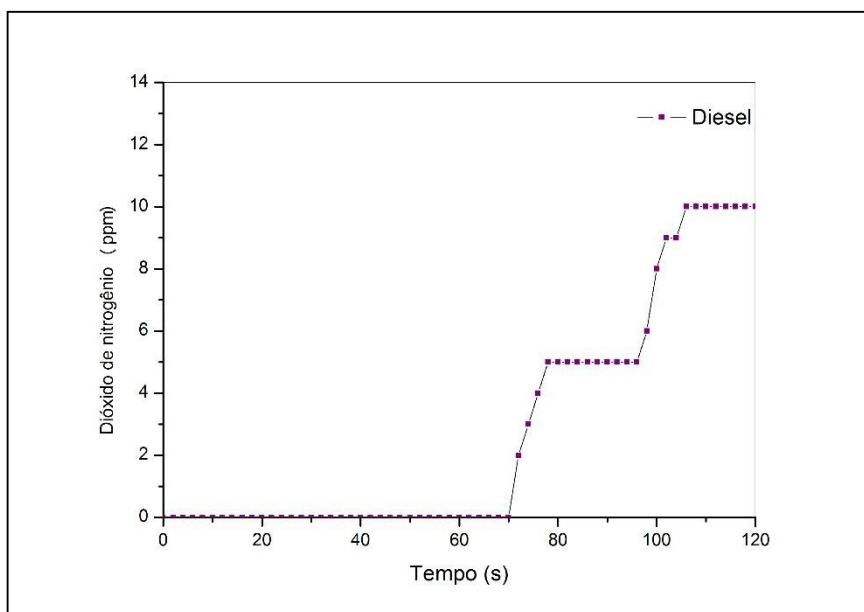
combina-se com oxigênio molecular para formar O_3 nas camadas baixas da atmosfera, o que contribui para a formação do *smog* fotoquímico (TEIXEIRA *et al.*, 2008).

Segundo Abrantes, Assunção e Hirai (2005) foram detectadas elevadas concentração de ozônio troposférico na região metropolitana de São Paulo, sendo motivo de grande atenção, em muitos casos, os níveis medidos violaram os padrões de qualidade do ar em várias estações de medição.

Os NO_x são precursores na formação do ozônio, além de reagir com a amônia e com outros compostos formando o ácido nítrico que causa sérios problemas respiratórios e contribui para a formação da chuva ácida (JACONDINO, 2005).

A Figura 16 apresenta o monitoramento das emissões de NO_2 nas condições na condição de partida a frio em estudo.

Figura 16 – Dados instantâneos da emissão de NO_2 sob partida a frio.



Fonte: Autor (2014).

O dióxido de nitrogênio só foi detectado para o veículo diesel, com emissão máxima para o tempo analisado, de 10 ppm.

Como já foi dito anteriormente, os NO_x são formados pela alta temperatura dos gases queimados através de reações entre o nitrogênio e o oxigênio do ar em equilíbrio químico. Assim, quanto mais quente for a combustão e quanto mais oxigênio houver, maiores quantidades desses compostos serão formados. Deve-se salientar que, na nomenclatura NO_x

existem NO, NO₂ e N₂O, no qual os dois últimos compostos são formados em menor quantidade (MARTINS, 2013).

5.2.2 Emissões sob Partida a Quente

A seguir serão apresentados os resultados obtidos na avaliação das emissões instantâneas de monóxido de carbono, hidrocarbonetos, sulfeto de hidrogênio, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio, segundo a partida do motor no modo a quente para as diferentes classes de veículos e tipo de combustível utilizado.

A Tabela 10 mostra as temperaturas mínimas e máximas dos gases de exaustão, bem como os valores médios de temperatura ambiente e umidade relativa do ar na mesma condição.

Tabela 10 – Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de partida a quente.

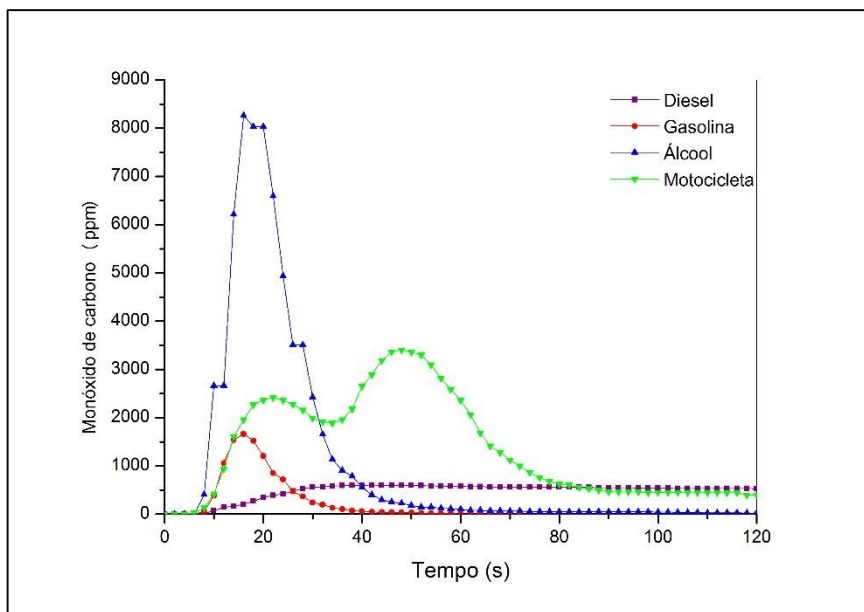
Veículo	Temperatura mínima (°C)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade relativa do ar (%)
Diesel	31,9	47,0	30,7	71
Gasolina	52,2	56,0	33,3	49
Álcool	50,5	60,0	28,2	82
Motocicleta	49,5	54,9	30,9	65

Fonte: Autor (2014).

Na tabela 10 observa-se que, ao comparar as temperaturas dos gases em ambas as condições de partida para cada veículo, o modo a quente favorece maiores temperaturas (mínimas e máximas), pois o motor já estava aquecido de um funcionamento anterior.

Na partida a quente, o valor médio da taxa de oxigênio (%) observada nos gases de exaustão foi de: 2,19% (álcool), 2,58% (gasolina), 16,36% (motocicleta) e, 17,37% (diesel). A Figura 17 apresenta o monitoramento das emissões de CO na condição de partida a quente.

Figura 17 – Dados instantâneos da emissão de CO sob partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

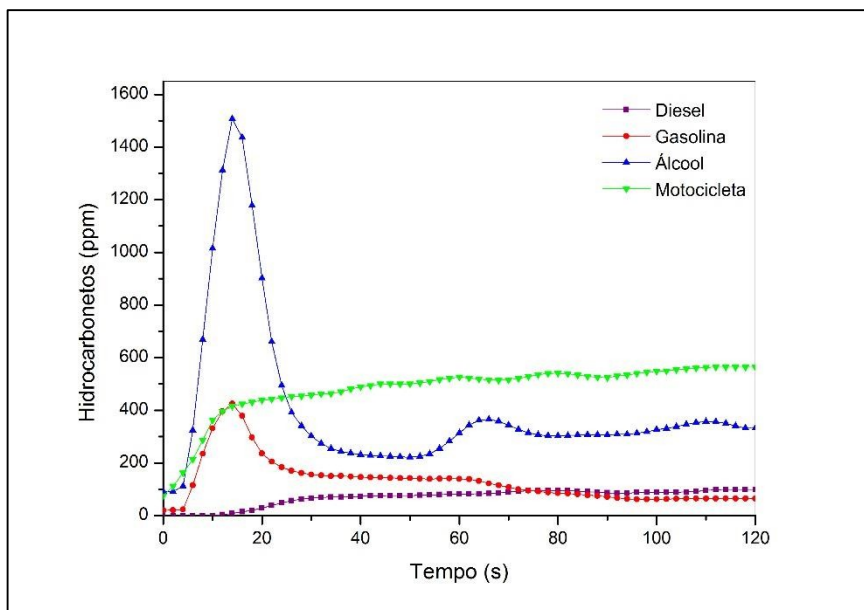
Inicialmente observa-se a elevada produção de CO pelo veículo a álcool, seguida da motocicleta e do veículo a gasolina e, por fim, pelo veículo diesel. Com o passar do tempo, a emissão do veículo diesel supera as emissões do veículo equipado com motor ciclo Otto entre 30 e 42s, o que pode ser justificado pela maior eficiência do catalisador automotivo dessa classe de veículo.

Os níveis máximos emitidos foram de 600 ppm (diesel), 1.662 ppm (gasolina), 3.400 ppm (motocicleta) e 8.261 ppm (álcool). Em contraste com a emissão máxima de CO por partida a frio, a partida a quente reduziu a emissão máxima de CO em 97,17% (gasolina); 92,55% (álcool); 88,31% (motocicleta) e 38,14% (diesel).

As emissões diminuíram com o passar do tempo e, aos 120s, os níveis emitidos foram de 2 ppm (gasolina), 24 ppm (álcool), 394 ppm (motocicleta) e 530 ppm (diesel).

A Figura 18 apresenta o monitoramento das emissões de HC na condição de partida a quente em estudo.

Figura 18 – Dados instantâneos da emissão de HC sob partida a quente.



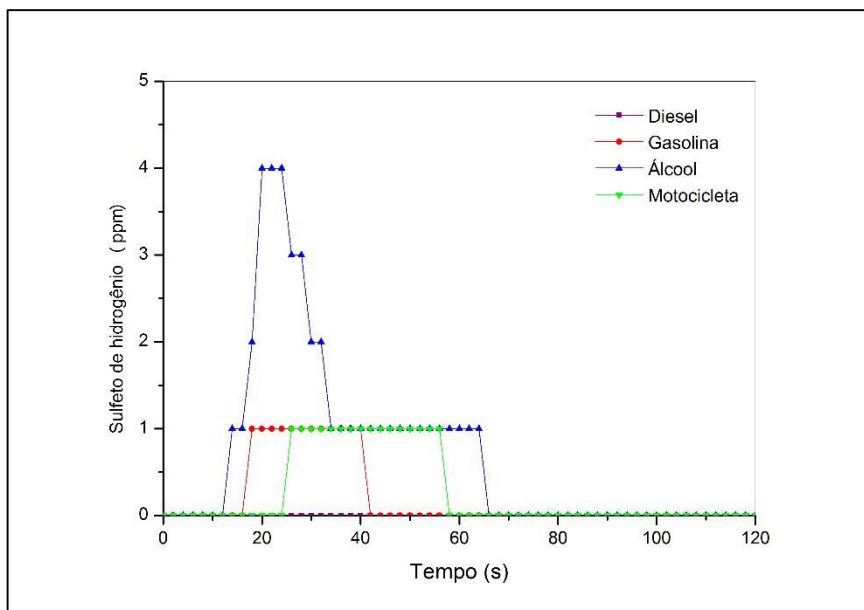
Fonte: Autor (2014).

Para a partida a quente, as emissões de HC destacam-se, inicialmente, para o veículo a álcool que, com o decorrer do tempo, mais precisamente a partir de 27s, é mais relevante para a motocicleta. Os níveis máximos emitidos foram de 99 ppm (diesel), 425 ppm (gasolina), 564 ppm (motocicleta) e 1.507 ppm (álcool). Em comparação com a emissão máxima sob o modo de partida a frio, observa-se que para o veículo diesel a partida a quente não favoreceu a redução da emissão de hidrocarbonetos. Entretanto, para os outros veículos em estudo, a redução chegou a 72,71% (motocicleta); 92,16% (gasolina) e 94,69% (álcool).

No tempo final do teste (120 s), a emissão diminuiu para 65 ppm para o veículo a gasolina e, para 332 ppm quando o mesmo funcionou a álcool. Os hidrocarbonetos não queimados observados nos gases de escape dos veículos automotores são o combustível que não foi queimado, ou que foi incompletamente queimado. Alguns HC's podem, também, ser originados do óleo do motor, principalmente em motores gastos, e outros são os resultados de fugas de pressão pela válvula de escape durante a compressão e explosão (MARTINS, 2013).

A Figura 19 apresenta o monitoramento das emissões de HS na condição de partida a quente em estudo.

Figura 19 – Dados instantâneos da emissão de H_2S sob partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

Da mesma forma que na partida a frio, o sulfeto de hidrogênio não foi detectado para o veículo a diesel.

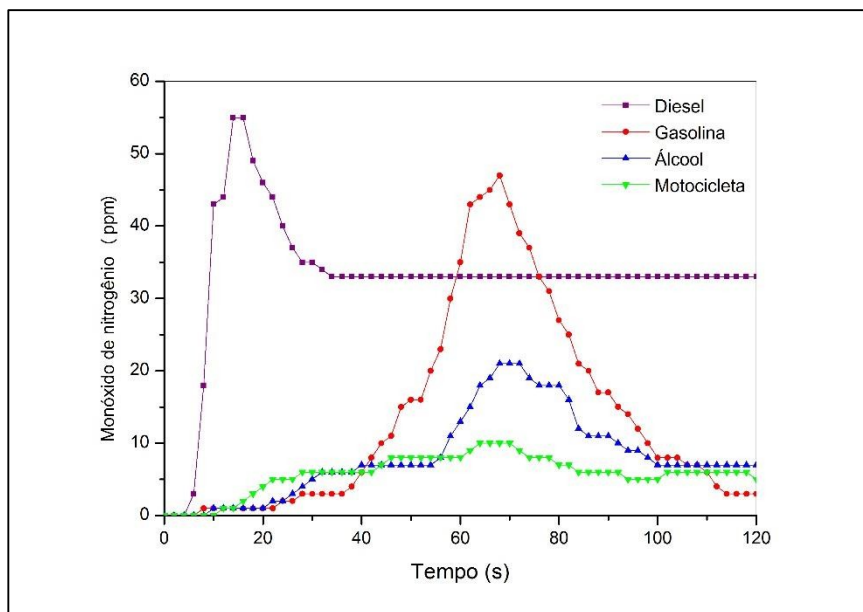
A emissão máxima desse composto foi de 1 ppm para os veículos movidos a gasolina e de 4 ppm para o veículo a álcool.

Na comparação com a emissão máxima de H_2S por partida a frio, na condição de partida a quente reduziu-se a emissão desse composto em 83,33% (gasolina) e 50,00% (motocicleta). Salienta-se que esse poluente não havia sido detectado no modo partida a frio para o veículo movido a álcool.

Em relação as emissões de SO_2 , esse composto não foi detectado para nenhum dos veículos/combustíveis testados na condição de partida a quente. No modo de partida a frio, o mesmo somente foi detectado pela caminhonete a diesel.

A Figura 20 apresenta o monitoramento das emissões de NO na condição de partida a quente.

Figura 20 – Dados instantâneos da emissão de NO sob partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

O monóxido de nitrogênio foi detectado para todos os veículos/combustíveis em estudo para essa condição, no qual os níveis máximos emitidos foram de 10 ppm (motocicleta), 21 ppm (álcool), 47 ppm (gasolina) e 55 ppm (diesel).

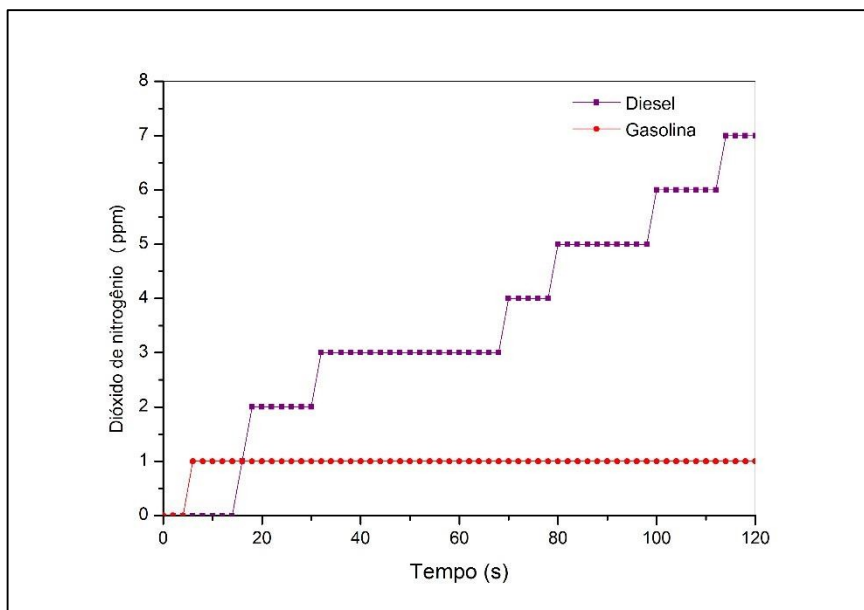
A partida a quente favorece a redução das emissões de NO em 22,95% (gasolina); 36,04% (diesel) e 41,17% (motocicleta).

No tempo final de análise, as emissões de NO diminuíram para todos os veículos e, os níveis emitidos foram de 3 ppm (gasolina), 5 ppm (motocicleta), 7 ppm (álcool) e 33 ppm (diesel).

Observa-se que, em ambos os modos de partida, o veículo a diesel destacou-se na produção desse poluente. Isso pode ser justificado pelo fato de que esses veículos utilizam catalisadores de oxidação que, não conseguem eliminar eficazmente os NO_x, já que esse composto necessita de um catalisador de redução para ser eliminado (MARTINS, 2013).

A Figura 21 apresenta o monitoramento das emissões de NO_x na condição de partida a quente.

Figura 21 – Dados instantâneos da emissão de NO_2 sob partida a quente.

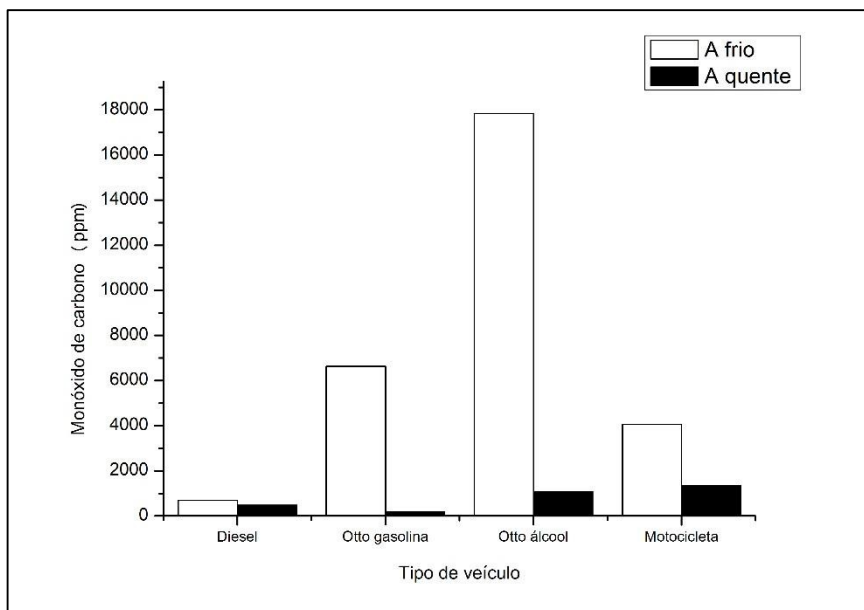


Fonte: Autor (2014).

O dióxido de nitrogênio somente foi detectado para o veículo a gasolina e diesel, cujas emissões máximas foram de 1 e 7 ppm, respectivamente. É importante destacar que o NO_2 é um dos principais contribuintes para a formação de chuvas ácidas e um dos precursores do ozônio troposférico, ou seja, o ar poluído com NO_2 pode afetar indiretamente a vegetação, uma vez que ele é precursor do O_3 , o qual possui ação fitotóxica em elevadas concentrações (UGUCIONE, MACHADO e CARDOSO, 2009).

Como forma de melhor comparar os níveis de emissão gerados durante o tempo de análise (120s), as Figuras 22, 23, 24, 25, 26 e 27 representam os valores médios de emissão durante os diferentes tipos de partida do motor.

Figura 22 – Valor médio para emissão de CO nas duas condições de partida do motor.



Fonte: Autor (2014).

As emissões de monóxido de carbono (valor médio) no modo de partida a frio foram menores para o veículo diesel ($689,5 \pm 19,5$ ppm), seguida da motocicleta ($4.059,6 \pm 59,9$ ppm), do veículo a gasolina ($6.628,6 \pm 572,9$ ppm) e por fim, do veículo a álcool ($17.830,4 \pm 335$ ppm). As maiores taxas de emissão de CO para os veículos leves decorrem do fato dos motores de ciclo Otto operarem com uma mistura ar/combustível pobre em oxigênio (CEPRA, 2000).

Estes resultados revelam que é de fundamental importância considerar para os cálculos em inventários de emissões, por exemplo, o adicional das emissões de CO na partida a frio das emissões (CO), sobretudo para os veículos equipados com motor ciclo Otto.

As emissões de monóxido de carbono (valores médios) no modo de partida a quente foram menores para o veículo a gasolina ($180,2 \pm 43,6$ ppm), seguida do diesel ($474,6 \pm 21,8$ ppm), veículo a álcool ($1.077 \pm 206,5$ ppm) e, por fim, da motocicleta ($1.354,4 \pm 38,7$ ppm).

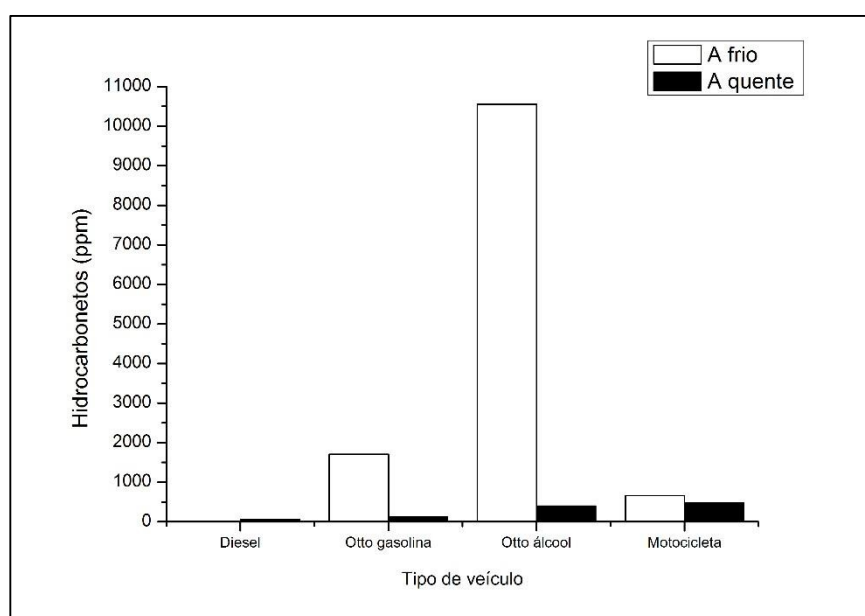
Dessa forma, a partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de monóxido de carbono em: 31,17% no veículo a diesel; 66,64% na motocicleta; 93,96% no veículo a álcool e 97,28% no veículo a gasolina.

Para todos os veículos, as emissões no modo a quente são menores que no modo a frio, pois na partida a frio, que é o nome dado ao período inicial de funcionamento do veículo, onde o motor e o catalisador ainda não atingiram a temperatura ideal para obtenção de maior eficiência da queima do combustível. Dessa forma, a quantidade de poluentes emitidos é, geralmente, alta (HANSEN, 2008).

Em termos gerais, quando um veículo inicia sua operação com motor frio, efeito denominado de partida a frio, a quantidade de poluentes emitidos torna-se consideravelmente maior em comparação às condições estabilizadas de temperatura do motor. Isto ratifica e sugere que o efeito da partida a frio é bastante representativo quando em viagens de curta duração, como é o caso dos deslocamentos urbanos (LIN *et al.*, 2003).

A Figura 23 apresenta o valor médio para emissão de HC nas duas condições de partida do motor.

Figura 23 – Valor médio para emissão de HC nas duas condições de partida do motor.



Fonte: Autor (2014).

O comportamento das emissões de hidrocarbonetos (valores médios) no modo de partida a frio foi semelhante às emissões de monóxido de carbono, sendo menores para o veículo diesel ($19 \pm 0,4$ ppm), seguida da motocicleta ($665 \pm 171,3$ ppm), do veículo a gasolina ($1.710 \pm 348,9$ ppm) e, por fim, do veículo a álcool ($10.555 \pm 154,3$ ppm).

As emissões de hidrocarbonetos (valor médio) no modo de partida a quente foram menores para o veículo diesel ($69 \pm 7,9$ ppm), seguida da gasolina ($130 \pm 39,0$ ppm), do veículo a álcool ($400 \pm 23,6$ ppm) e, por fim, da motocicleta ($479 \pm 98,7$ ppm).

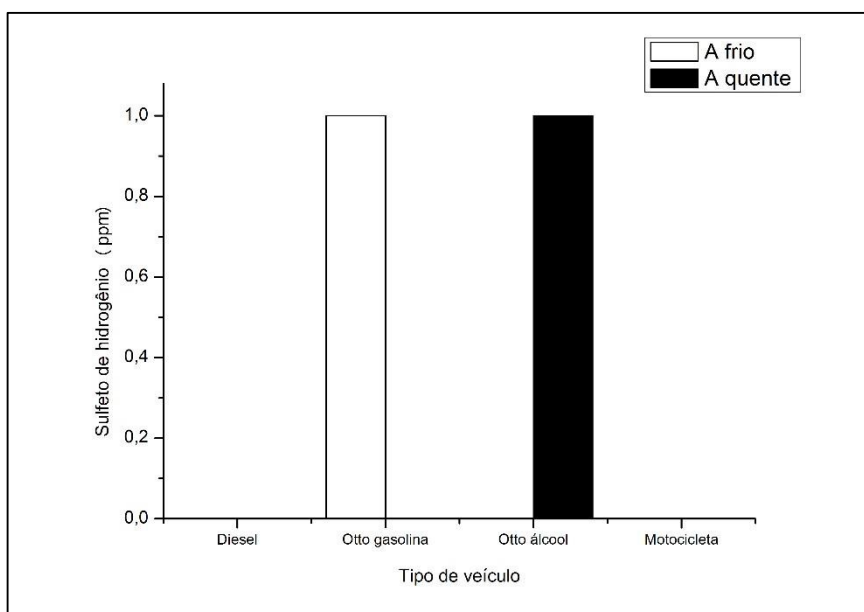
Dessa forma, a partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de hidrocarbonetos em relação a partida a frio em: 27,97% (motocicleta); 92,40% (gasolina) e, 96,21% (veículo a álcool).

Faber e colaboradores (2013) determinam as emissões de HC, NO_x e CO de veículos a diesel com a incorporação de um sistema de filtro. Em seus estudos, sem a presença do filtro a ser testado, as concentrações de HC foram da ordem de 180 ppm. Segundo os autores, há vários fatores que podem influenciar o aumento das emissões de hidrocarbonetos. Alguns desses fatores podem incluir depósito de carbono sobre as válvulas, insuficiente e restrita compressão do cilindro. Outro fator importante que deve ser levado em consideração está a elevada eficiência do catalisador de três-vias nestes veículos, quando funcionando em temperaturas mais elevadas.

Segundo a Resolução CONAMA N° 07/1993, o limite máximo de HC para os veículos de ciclo Otto de todos os anos de fabricação e modelos, na condição de marcha lenta e aceleração constante a 2.500 rpm, é de 700 ppm para a gasolina comercial e de 1.100 ppm para o álcool combustível. Dessa forma, ao comparar esses valores com os resultados da Figura 23, que compreende a partida do motor e o modo marcha lenta, as emissões de HC dos veículos a gasolina e a álcool ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação.

A Figura 24 apresenta o valor médio para emissão de H₂S nas duas condições de partida do motor.

Figura 24 – Valor médio para emissão de H₂S nas duas condições de partida do motor.



Fonte: Autor (2014).

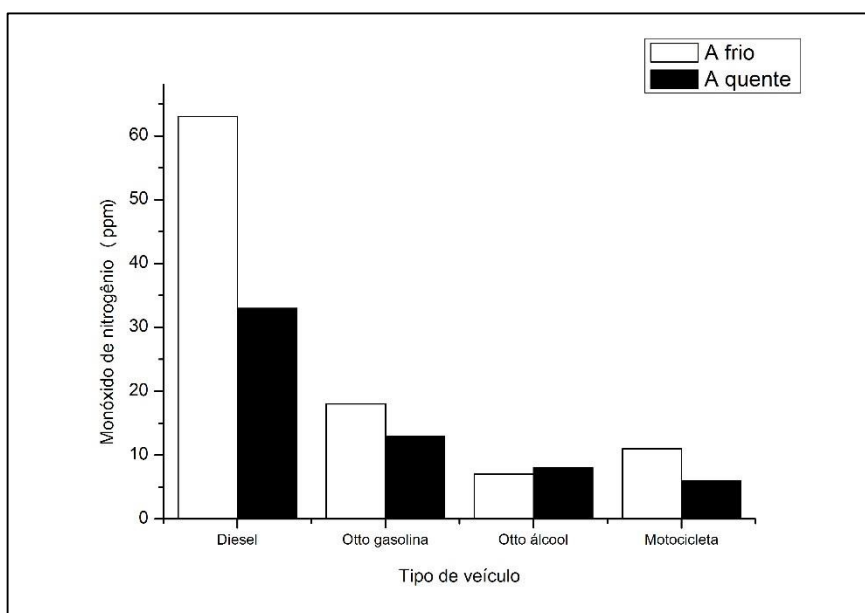
As emissões de sulfeto de hidrogênio (valores médios) para o veículo equipado com motor a gasolina no modo de partida a frio e, para o mesmo veículo a álcool no modo a quente foram de 1 ppm.

Deve-se salientar que a precisão do equipamento para valores menores que 100 ppm é de ± 5 ppm, entretanto o baixo valor apresentado é em decorrência de uma média aritmética.

Com base nos resultados dos ensaios em triplicata, os valores dos desvios padrões foram de: 0,5 (veículo a gasolina) e 0,3 (veículo a álcool).

A Figura 25 apresenta o valor médio para emissão de NO nas duas condições de partida do motor.

Figura 25 – Valor médio para emissão de NO nas duas condições de partida do motor.



Fonte: Autor (2014).

As emissões de monóxido de nitrogênio (valores médios) no modo a frio foram menores para o veículo a álcool ($7 \pm 0,9$ ppm), seguida da motocicleta ($11 \pm 1,8$ ppm), do veículo a gasolina ($18 \pm 1,8$ ppm) e, por fim, do veículo diesel ($63 \pm 10,1$ ppm).

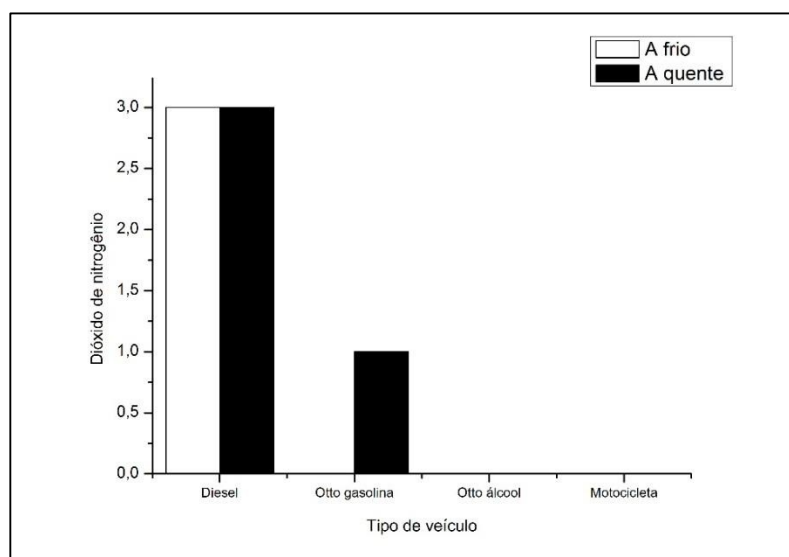
No modo de funcionamento a quente o valor médio de NO é de $6 \pm 0,5$ ppm (motocicleta), $8 \pm 0,5$ ppm (álcool), $13 \pm 1,4$ ppm (gasolina) e $33 \pm 0,4$ ppm (diesel).

Dessa forma, a partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de NO em: 27,78% (gasolina); 45,45% (motocicleta) e, 47,62% (veículo diesel).

O veículo pesado atinge elevados valores de NO, principalmente quando funcionando a altas temperaturas. Os óxidos de nitrogênio não se formam a temperatura ambiente, mas ao considerar que os motores funcionam em temperaturas elevadas, pode ocorrer que nitrogênio e oxigênio combinem-se formando esses óxidos. Quanto mais elevada a temperatura de combustão, maior é a produção de NO (CEPRA, 2000).

O NO₂ merece destaque porque, na atmosfera, através de dissociação fotoquímica produz átomos de oxigênio altamente reativos iniciando o processo que resultará no *smog* fotoquímico (MANAHAN, 2000). Deste modo, a Figura 26 apresenta o valor médio para emissão de NO₂ nas duas condições de partida do motor.

Figura 26 – Valor médio para emissão de NO₂ nas duas condições de partida do motor.



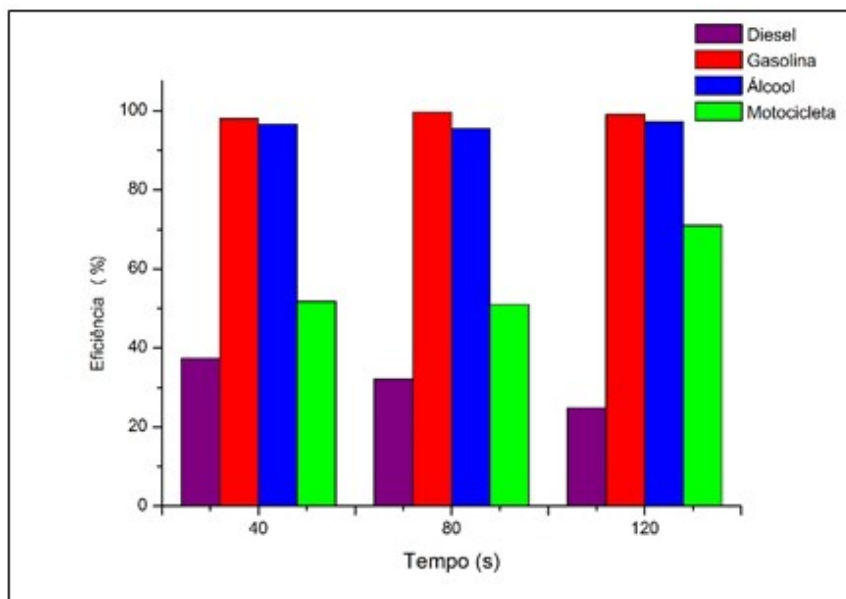
Fonte: Autor (2014).

As emissões de dióxido de nitrogênio (valores médios) no modo a frio só foram de $3 \pm 0,5$ ppm para o veículo diesel. Para o modo de partida a quente, observa-se emissão média de $3 \pm 1,1$ ppm está novamente o veículo diesel e, com $1 \pm 0,5$ ppm o veículo a gasolina.

Com base nos resultados dos ensaios em triplicata, os valores dos desvios padrões foram de: 0,5 e 1,1 (diesel) e 0,5 (gasolina).

Como já mencionado, a análise das emissões durante a partida do motor durou 120 segundos e, assim as Figuras 27, 28, 29 e 30 representam as eficiências de redução médias das emissões dos veículos nas condições de partida a quente e a frio, nos tempos de 40, 80 e 120s.

Figura 27 – Eficiência de redução das emissões de CO no modo de partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

Para todos os tempos analisados e combustíveis/veículos em estudo observa-se que, a partida a quente favoreceu a redução das emissões, no qual a maior eficiência de redução das emissões foi de 37,44 % no tempo de 40 segundos (diesel); 70,96 % no tempo de 120 segundos (motocicleta); 97,17 % no tempo de 120 segundos (álcool) e, 99,61 % no tempo de 80 segundos (gasolina).

Assim, conclui-se que a partida a quente favorece a redução das emissões de monóxido de carbono, principalmente para o veículo Otto devido a maior eficiência da ação do catalisador quando operando em temperaturas mais elevadas.

Por outro lado, os catalisadores do veículo diesel e da motocicleta possuem as menores eficiências, fato este que pode ser justificado pelo problema comum nos catalisadores dos veículos a diesel que é o envenenamento por enxofre e, por uma menor capacidade de conversão catalítica do catalisador da motocicleta.

De acordo com Ntziachristos e colaboradores (2009) o catalisador em motocicletas é formado por uma colmeia metálica que converte os gases de combustão em CO_2 , H_2O e N_2 . Enquanto que nos demais veículos, esta colmeia é de cerâmica, presente no interior de um tubo mais espesso que a tubulação de escape. Entretanto, sendo dessa forma não se adapta às motos por causa do peso, do volume e da fragilidade da cerâmica, já que o escapamento das motos está sujeito à vibrações e severos impactos.

A Tabela 11 mostra os desvios padrões dos valores obtidos através das triplicatas para cada tempo observado (40, 80 e 120s) em ambas condições de partida.

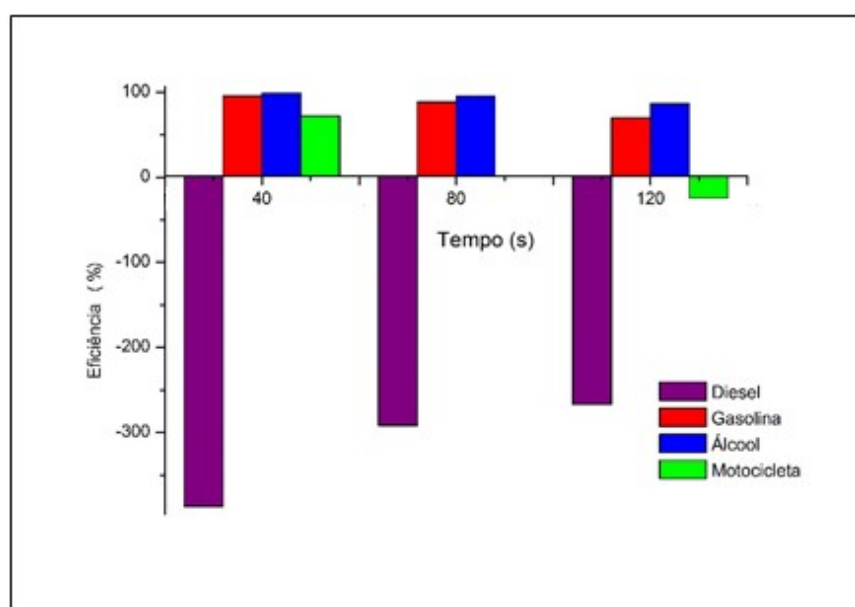
Tabela 11 – Desvios padrões das triplicatas das emissões de CO em ambas condições de partida do motor.

Desvio padrão (σ)				
Tempo	Diesel (a frio/a quente)	Gasolina (a frio/a quente)	Álcool (a frio/a quente)	Motocicleta (a frio/a quente)
40s	9,6/42,9	1210,9/19,2	458,0/171,3	552,2/215,7
80s	72,0/42,8	278,6/1	104,0/18,5	26,9/87,3
120s	19,5/36,7	186,3/1	40,0/8,5	38,4/54,2

Fonte: Autor (2014).

A Figura 28 apresenta a eficiência de redução das emissões de HC no modo partida a quente.

Figura 28 – Eficiência de redução das emissões de HC no modo partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

De modo diferente que nas emissões de CO, não foram em todos os veículos e/ou tempos de estudo que a partida a quente favoreceu a redução das emissões de hidrocarbonetos. Observa-se que, para o veículo diesel, a partida a quente aumentou as emissões de hidrocarbonetos em até 386% e, para a motocicleta no tempo de 120 s, o aumento foi de 24%.

Para as outras condições estudadas, houve maior eficiência para o automóvel e a motocicleta no tempo de 40 s, sendo de 95,64% (veículo a gasolina), 99,06% (veículo a álcool) e 72,16% (motocicleta).

Segundo Hountalas e colaboradores (2005), o sistema de injeção de combustível de um motor diesel tem um papel crucial na redução das emissões de gases de escape através da ignição por pulverização com combustível. Outros fatores, tais como temperatura ambiente, estilo e condições de condução também afetam a emissão de poluentes (FABER *et al.*, 2013)

No entanto, Faber *et al.*, (2013) reportaram valores de 85 ppm de NQ para veículos a Diesel, 180 ppm para HC's e 454 ppm de CO, com o veículo em marcha lenta (parado). Valores estes um pouco superior aos encontrados no presente estudo.

Dutcher *et al.*, (2011) estudaram a composição de partículas derivada da exaustão de veículo usando *blends* de etanol/gasolina, mediante bancada dinamométrica. O teste decorreu com o funcionamento do motor por ignição sem sistemas de pós-tratamento, a uma rotação de 1.500 rpm. O objetivo principal foi determinar as emissões de particulados de veículos com estes combustíveis. Em suma, determinaram que independente da fração de etanol na gasolina, as emissões contêm micropartículas de hidrocarbonetos poliaromáticos, que são mais susceptíveis e acionadas por NO₂.

A Tabela 12 mostra os desvios padrões dos valores obtidos através das triplicatas para cada tempo observado (40, 80 e 120s) em ambas condições de partida.

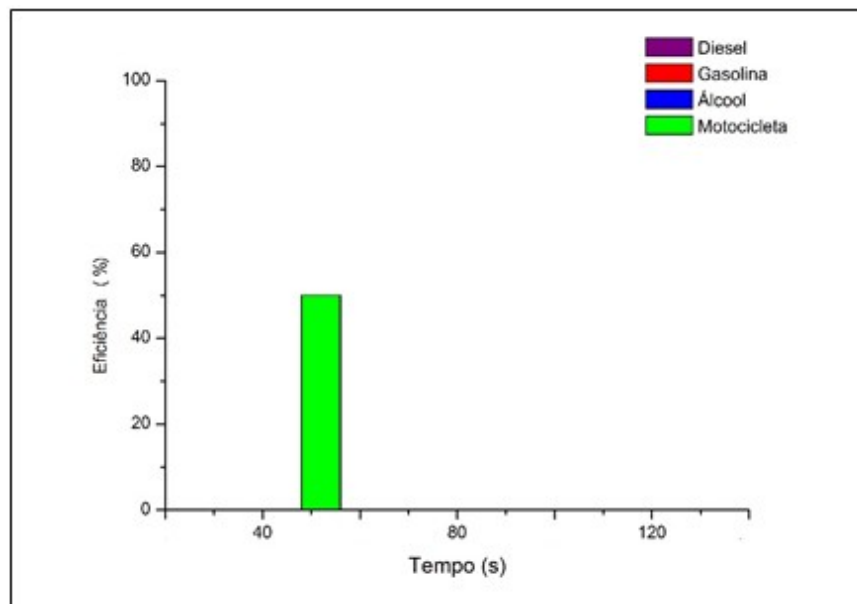
Tabela 12 – Desvios padrões das triplicatas das emissões de HC em ambas condições de partida do motor.

Desvio padrão (σ)				
Tempo	Diesel (a frio/a quente)	Gasolina (a frio/a quente)	Álcool (a frio/a quente)	Motocicleta (a frio/a quente)
40s	9,6/5,9	834,7/49,1	2300,6/20,1	1013,8/94,1
80s	2,6/13,3	218,8/17,3	466,9/17,3	186,9/98,0
120s	4,6/26,9	53,4/15,7	66,4/17,9	152,8/100,2

Fonte: Autor (2014).

A Figura 29 apresenta a eficiência de redução das emissões de H_2S no modo partida a quente.

Figura 29 – Eficiência de redução das emissões de H_2S no modo partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

A partida a quente só favoreceu a redução das emissões de sulfeto de hidrogênio para a motocicleta, no tempo de 40s, com eficiência de 50%.

Para os outros veículos e tempos, em alguns casos não foi observada eficiência por impossibilidade de cálculo, ou seja, quando no modo de partida a frio o poluente não era detectado ou, em outros casos, quando em ambas condições de funcionamento o composto não era detectado.

Em relação ao dióxido de enxofre (SO_2), não observou-se eficiência na redução das emissões para nenhum dos veículos/tempos analisados, pelo mesmo motivo citado acima.

A Tabela 13 mostra os desvios padrões dos valores obtidos através das triplicatas para cada tempo observado (40, 80 e 120s) em ambas condições de partida.

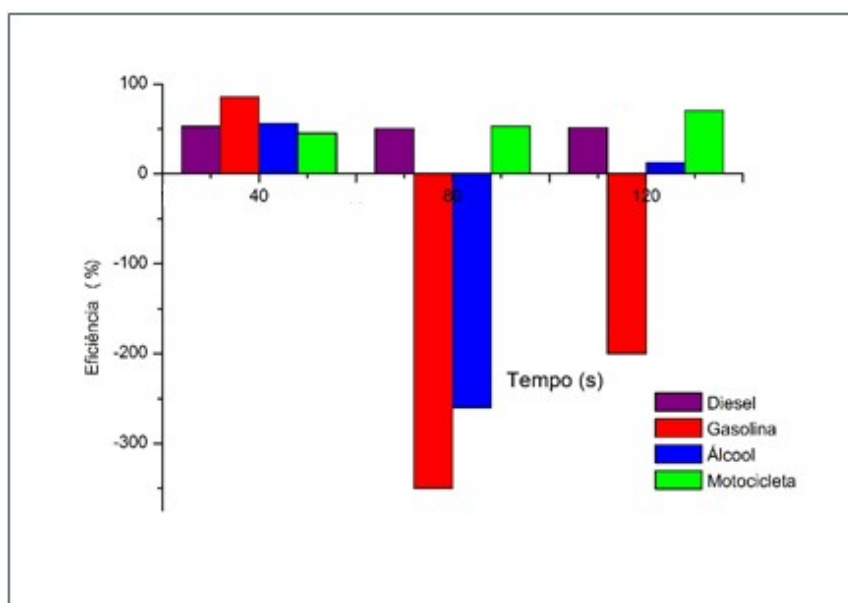
Tabela 13 – Desvios padrões das triplicatas das emissões de H₂S em ambas condições de partida do motor.

Desvio padrão (σ)				
Tempo	Diesel (a frio/a quente)	Gasolina (a frio/a quente)	Álcool (a frio/a quente)	Motocicleta (a frio/a quente)
40s	0/0	0/1	0/0	0,6/0
80s	0/0	0/0	0/0	0/0
120s	0/0	0/0	0/0	0/0

Fonte: Autor (2014).

A Figura 30 apresenta a eficiência de redução das emissões de NO no modo partida a quente.

Figura 30 – Eficiência de redução das emissões de NO no modo partida a quente.



Fonte: Autor (2014).

A maior eficiência de redução das emissões, para os tempos analisados, foi de 52,85% no tempo de 40 segundos (diesel), 56,25% aos 40 segundos (álcool), 70,58% aos 120 segundos (motocicleta) e, 85,71% aos 40 segundos (gasolina).

Em alguns casos, para o automóvel (gasolina e álcool), observa-se no gráfico a barra negativa que, indica que as emissões no modo a quente foram maiores que no modo a frio, não havendo eficiência na redução das emissões.

A Tabela 14 mostra os desvios padrões dos valores obtidos através das triplicatas para cada tempo observado (40, 80 e 120s) em ambas condições de partida.

Tabela 14 – Desvios padrões das triplicatas das emissões de NO em ambas condições de partida do motor.

Desvio padrão (σ)				
Tempo	Diesel (a frio/a quente)	Gasolina (a frio/a quente)	Álcool (a frio/a quente)	Motocicleta (a frio/a quente)
40s	9,1/0,6	6,1/2,6	3,6/1,0	6,1/1,7
80s	9,2/0,6	1,5/11,3	0/3,6	1,7/1,0
120s	6,7/0,6	0,6/1,7	4,6/1,0	1,7/1,0

Fonte: Autor (2014).

Em relação ao dióxido de nitrogênio (NO₂), não observou-se eficiência na redução das emissões para nenhum dos veículos/tempos analisados, pelo mesmo motivo que o apresentado para o SO₂.

5.3 Aceleração brusca

A Tabela 15 mostra as temperaturas mínimas e máximas dos gases de exaustão, bem como os valores médios da temperatura ambiente e umidade relativa do ar e, as Figuras 31, 32, 33, 34 e 35 mostram os resultados das emissões de CO, HC, H₂S, NO e NO₂ quando o veículo foi submetido à condição de uma aceleração brusca.

Tabela 15 – Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de aceleração severa ou brusca.

Veículo	Temperatura mínima (°C)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade relativa do ar (%)
Diesel	61,2	63,7	30,9	70
Gasolina	94,4	102,7	34,4	47
Álcool	70,3	72,8	28,4	79

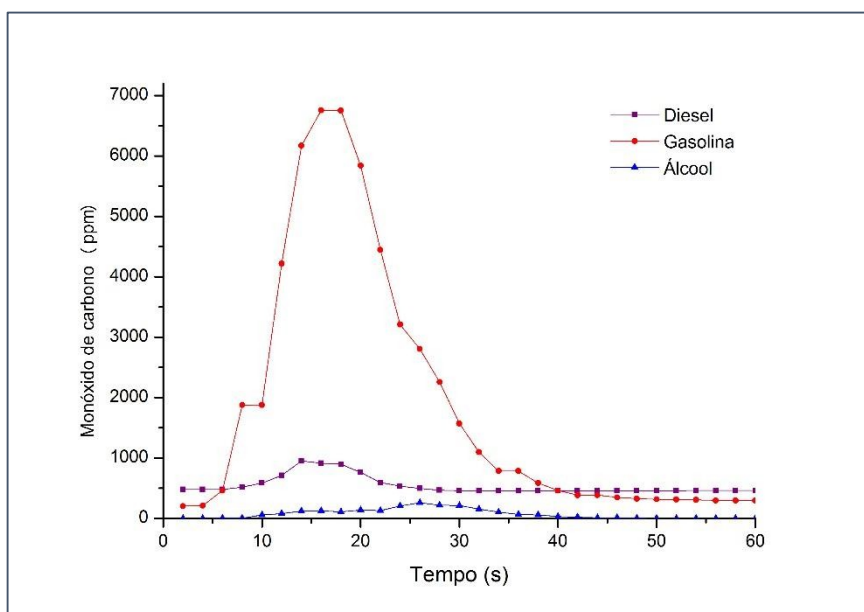
Fonte: Autor (2014).

Na Tabela 15 observa-se que, quando foi realizada a aceleração brusca, o motor já estava aquecido, pois as temperaturas observadas nessa condição são bem maiores que na partida a quente.

Na aceleração brusca, o valor médio da taxa de oxigênio (%) observada nos gases de exaustão foi de: 0,23% (gasolina), 0,64% (álcool), e, 17,31% (diesel).

A Figura 31 apresenta as emissões instantâneas de CO durante aceleração brusca.

Figura 31 – Emissões instantâneas de CO durante aceleração brusca.



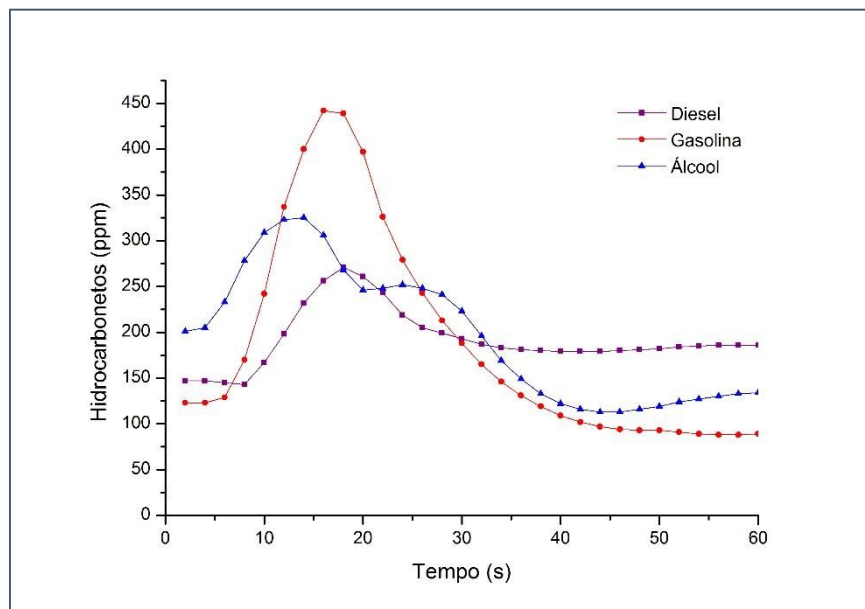
Fonte: Autor (2014).

Durante a aceleração brusca, os valores máximos de emissão de CO foram de $259 \pm 188,9$ ppm (veículo a álcool), $950 \pm 196,1$ ppm (veículo a diesel), e, $6755 \pm 532,5$ ppm (veículo a gasolina).

Em processos de aceleração brusca, o aumento de produção de monóxido de carbono é devido ao maior consumo de combustível no momento da aceleração. Uma condução agressiva que envolva altas velocidades, bem como uma rápida aceleração e frenagem geram grandes quantidades de resíduos gasosos (US EPA, 2014). Indivíduos que encontram-se expostos aos altos níveis de monóxido de carbono, podem sofrer efeitos negativos no sistema nervoso central, cardiovascular e pulmonar, pois esse contaminante apresenta forte afinidade com a hemoglobina do sangue. Como consequências diretas estão a irritação nos olhos, redução da capacidade de trabalho, redução de destreza manual e dificuldade em realizar tarefas complexas (TACO, 2006).

A Figura 32 apresenta as emissões instantâneas de HC durante aceleração brusca.

Figura 32 – Emissões instantâneas de HC durante aceleração brusca.



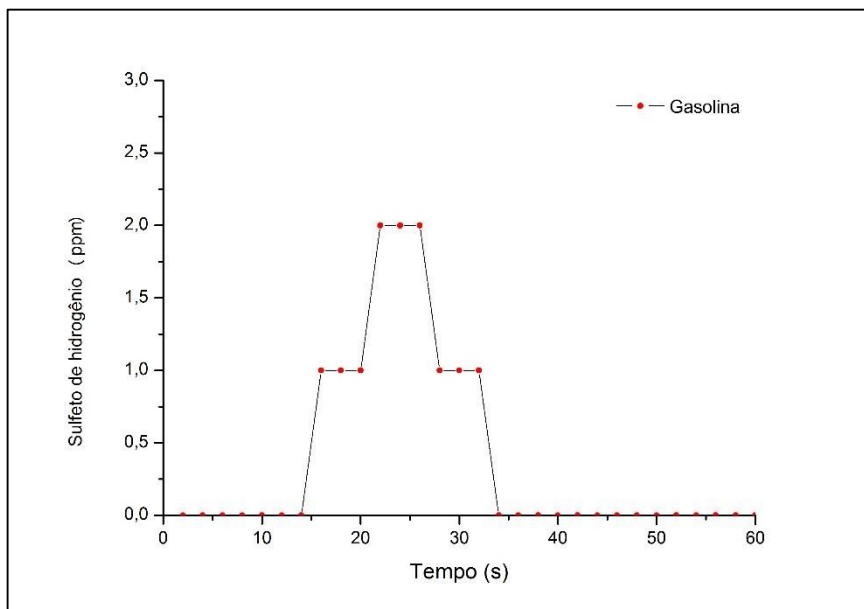
Fonte: Autor (2014).

Durante a aceleração brusca, os valores máximos de emissão de HC foram de $271 \pm 38,9$ ppm (veículo Diesel), $325 \pm 58,2$ ppm (veículo a álcool), e, $442 \pm 193,3$ ppm (veículo a gasolina).

Uma classe de hidrocarbonetos que merece atenção são os HPA's (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), que são compostos orgânicos contendo dois ou mais anéis benzênicos condensados, podendo também apresentar anéis com menos de seis carbonos. São decorrentes da combustão incompleta e/ou pirólise da matéria orgânica, no qual a queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes antropogênicas (RAVINDRA *et al.*, 2001).

A Figura 33 apresenta as emissões instantâneas de H_2S durante aceleração brusca.

Figura 33 – Emissões instantâneas de H_2S durante aceleração brusca.



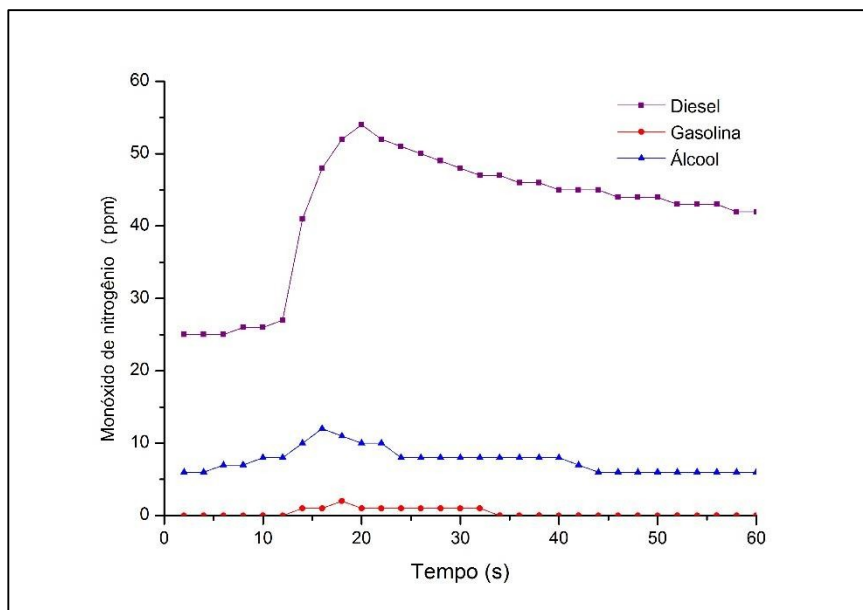
Fonte: Autor (2014).

O sulfeto de hidrogênio só foi detectado durante aceleração brusca para o veículo Otto a gasolina, com emissão máxima de $2 \pm 1,6$ ppm. Enquanto que o dióxido de enxofre (SO_2) não foi detectado durante a aceleração brusca para nenhum dos combustíveis/veículos analisados.

A exposição aos SO_2/SO_3 causa irritação no trato respiratório, além de agravar doenças respiratórias e cardiovasculares pré-existentes. Em relação ao meio ambiente, o SO_2 pode transformar-se em SO_3 por ação catalítica de metais e, ao combinar-se com a umidade do ar, produz ácido sulfúrico. O SO_2 podem causar corrosão em vários materiais (TACO, 2006).

A Figura 34 apresenta as emissões instantâneas de NO durante aceleração brusca.

Figura 34 – Emissões instantâneas de NO durante aceleração brusca.



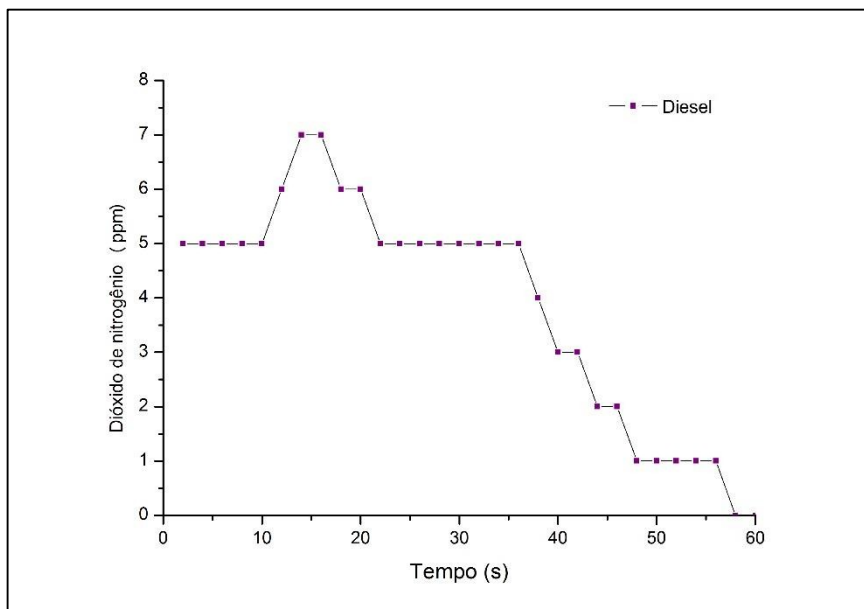
Fonte: Autor (2014).

Para as emissões de monóxido de nitrogênio, o veículo a Diesel obteve o maior nível. Durante a aceleração brusca, os valores máximos de emissão de NO foram de $2 \pm 1,5$ ppm (gasolina), $12 \pm 1,3$ ppm (álcool) e, $54 \pm 8,1$ ppm (diesel).

A menor variação de emissão foi do veículo Otto a gasolina, o qual não detectava-se emissão de NO e, após a aceleração brusca, o pico máximo de emissão foi de 2 ppm. A variação máxima obtida com a aceleração da motocicleta, que inicialmente emitia 6 ppm e, após aceleração, passou para 12 ppm, foi de 100%. E, para o veículo Diesel o aumento foi de 116%.

A Figura 35 apresenta as emissões instantâneas de NO₂ durante aceleração brusca.

Figura 35 – Emissões instantâneas de NO₂ durante aceleração brusca.



Fonte: Autor (2014).

O dióxido de nitrogênio só foi detectado durante aceleração brusca para o veículo Diesel, com emissão máxima de $7 \pm 2,1$ ppm. Esse modo de condução permitiu um aumento de 40% na emissão desse composto.

5.4 Aceleração constante

A Tabela 16 mostra as temperaturas mínimas e máximas dos gases de exaustão, bem como os valores médios da temperatura ambiente e umidade relativa do ar e, as Figuras 36, 37 e 38 mostram os resultados das emissões de CO, HC e NO quando o veículo foi submetido à condição de uma aceleração constante a 2500 rpm.

Tabela 16 – Temperatura dos gases de exaustão e valores médios da temperatura ambiente e umidade do ar na condição de aceleração constante.

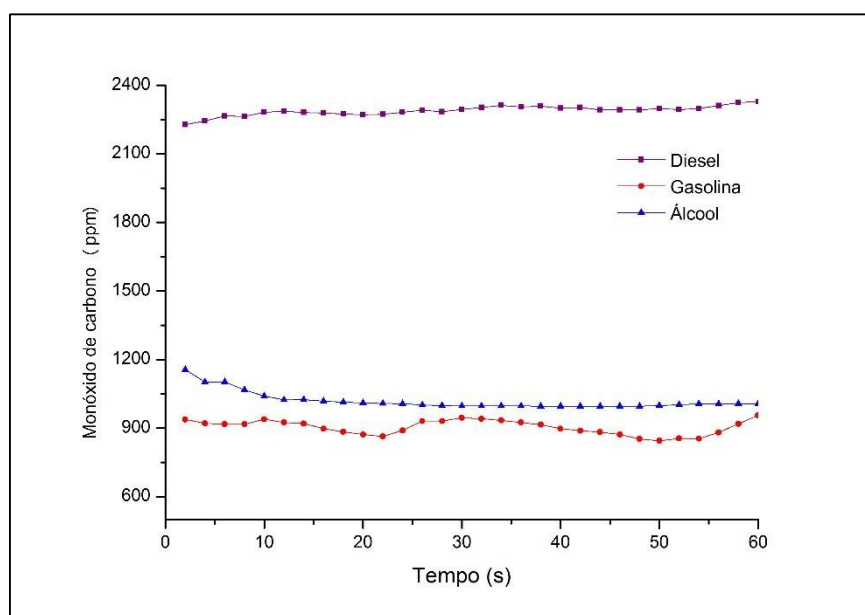
Veículo	Temperatura mínima (°C)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade relativa do ar (%)
Diesel	96,1	113,4	31,1	67
Gasolina	94,4	102,3	34,5	49
Álcool	81,5	88,3	29,0	76

Fonte: Autor (2014).

Na Tabela 16 observa-se que, quando foi realizada a aceleração constante, o motor já estava aquecido, pois as temperaturas observadas nessa condição são bem maiores que na partida a quente.

No modo aceleração constante, o valor médio da taxa de oxigênio (%) observada nos gases de exaustão foi de: 0,09% (gasolina), 0,13% (álcool) e, 15,26% (diesel).

Figura 36 – Emissões instantâneas de CO durante aceleração constante.



Fonte: Autor (2014).

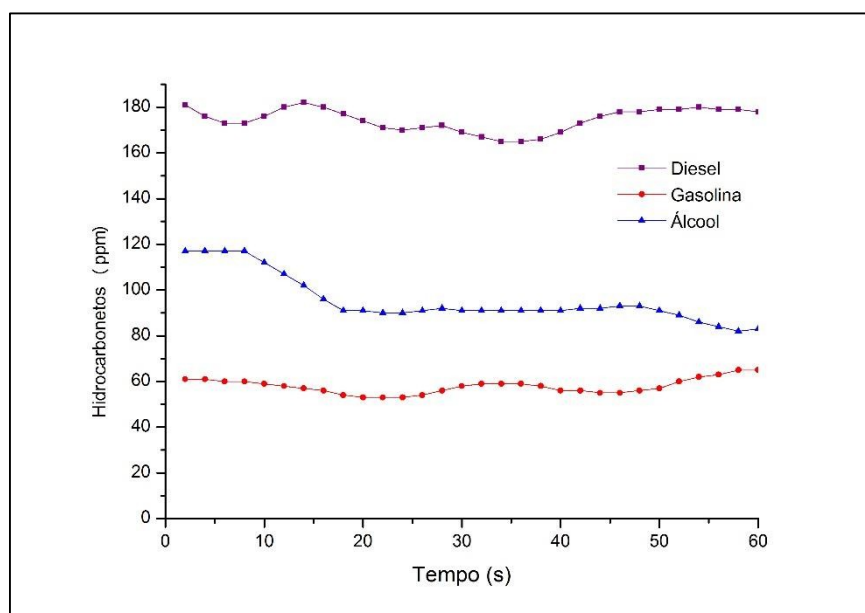
Durante aceleração constante com rotação do motor aproximada em 2.500 rpm, foi observada a seguinte ordem crescente de emissão de CO: ciclos Otto e Diesel.

Os valores médios de emissão, durante os 60 segundos de coleta, foi de $903,7 \pm 150,8$ ppm (gasolina), $1.018,9 \pm 52,3$ ppm (álcool) e, $2.289,0 \pm 143,8$ ppm (diesel).

Dessa forma, as emissões de CO durante aceleração constante contribuem para a deterioração da qualidade do ar, no qual a Resolução CONAMA N° 003/1990 estabelece os padrões de qualidade em relação ao monóxido de carbono, no qual a concentração média de 8 (oito) horas de 10.000 (dez mil) microgramas por metro cúbico de ar (9 ppm), não deve ser excedida mais de uma vez por ano, bem como a concentração média de 1 (uma) hora de 40.000 (quarenta mil) microgramas por metro cúbico de ar (35 ppm), que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

A Figura 37 apresenta as emissões instantâneas de HC durante aceleração constante.

Figura 37 – Emissões instantâneas de HC durante aceleração constante.



Fonte: Autor (2014).

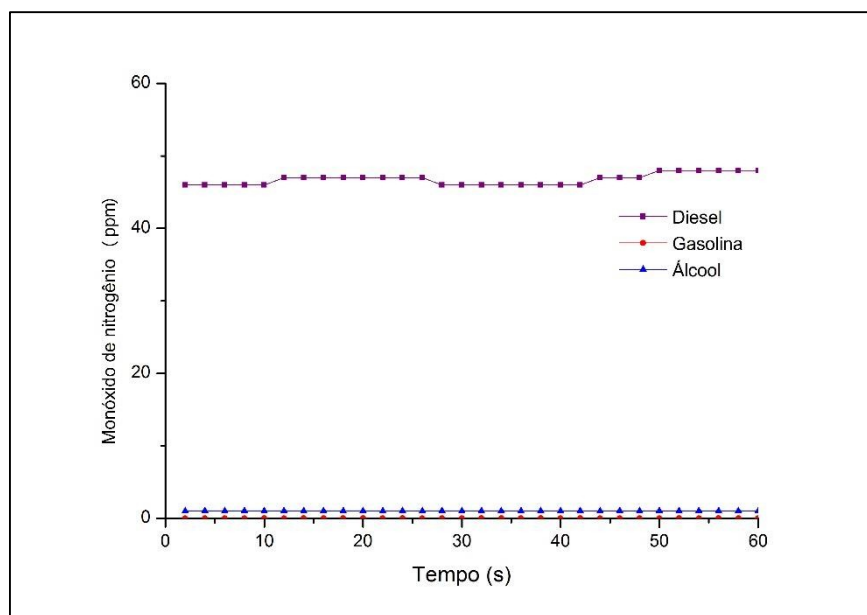
Durante aceleração constante com rotação do motor aproximada em 2.500 rpm, foi observada a seguinte ordem de emissão de HCs: gasolina < álcool < diesel. Semelhante comportamento foi observado para emissões de CO, porém para valores de emissão de 10 a 15 vezes maiores (ver Figura 35). O valor médio de emissão de HCs, durante os 60 segundos de coleta, foi de $57,9 \pm 7,1$ ppm (gasolina), $95,4 \pm 4,3$ ppm (álcool) e, $174,5 \pm 6,0$ ppm (diesel).

Faber e colaboradores (2013) realizaram um estudo de identificação dos HC's no interior do veículo, com temperatura ambiente e em condição estáticas de funcionamento do motor. O propósito era identificar Compostos Orgânicos Voláteis (COV) no interior do veículo derivado do processo de combustão. As amostras foram coletadas através de cartuchos com

meios adsorventes seletivos para tais espécies. Por cromatografia gasosa, eles determinaram de 57 a 103 compostos orgânicos.

A Figura 38 apresenta as emissões instantâneas de NO durante aceleração constante.

Figura 38 – Emissões instantâneas de NO durante aceleração constante.



Fonte: Autor (2014).

Durante aceleração constante com rotação do motor aproximada em 2.500 rpm, não foi detectada emissão de NO para o veículo equipado com motor Otto, entretanto para o veículo Diesel houve emissão média de $46,8 \pm 3,9$ ppm.

As substâncias H_2S , SO_2 e NO_2 não foram detectadas para nenhum dos veículos/combustíveis em estudo quando em funcionamento a aceleração constante.

A Tabela 17 sintetiza os principais resultados apresentados durante o estudo.

Tabela 17 – Síntese dos resultados das emissões veiculares.

Níveis Máximos de Emissão (ppm) durante Partida a Frio						
VEÍCULO	CO	HC	H₂S	SO₂	NO	NO₂
Gasolina	58.751	5.423	6	ND	61	ND
Álcool	111.001	28.408	ND	ND	17	ND
Diesel	970	28	ND	ND	86	10
Motocicleta	29.100	2.067	2	ND	17	ND
Níveis Máximos de Emissão (ppm) durante Partida a Quente						
Gasolina	1.662	425	1	ND	47	1
Álcool	8.261	1.507	4	ND	21	ND
Diesel	600	99	ND	ND	55	7
Motocicleta	3.400	564	1	ND	10	ND
Valores Médios das Emissões (ppm) durante Partida a Frio						
Gasolina	6.628,6	1.710	1	ND	18	ND
Álcool	17.830,4	10.555	ND	ND	7	ND
Diesel	689,5	19	ND	ND	63	3
Motocicleta	4.059,6	665	<1	ND	11	ND
Valores Médios das Emissões (ppm) durante Partida a Quente						
Gasolina	180,2	130	<1	ND	13	1
Álcool	1.077	400	1	ND	8	ND
Diesel	474,6	69	<1	ND	33	3
Motocicleta	1.354,4	479	<1	ND	6	ND
Níveis Máximos de Emissão (ppm) durante Aceleração Brusca até 2.500 rpm						
Gasolina	6.755	442	2	ND	2	ND
Álcool	259	325	ND	ND	12	ND
Diesel	950	271	ND	ND	54	7
Níveis Máximos de Emissão (ppm) durante Aceleração Constante a 2.500 rpm						
Gasolina	903,7	57,9	ND	ND	ND	ND
Álcool	1.018,9	95,4	ND	ND	ND	ND
Diesel	2.289,0	174,5	ND	ND	46,8	ND

ND: Não detectado.

Fonte: Autor (2014).

6 CONCLUSÕES

Com base no estudo desenvolvido foi possível concluir que:

- As emissões de monóxido de carbono foram muito elevadas para o veículo ciclo Otto, principalmente quando movido a álcool, no qual atingiu 111.001 ppm. Como o motor ciclo Diesel opera com quantidades maiores de oxigênio, o mesmo foi o que nessa condição emitiu menor quantidade desse poluente (970 ppm).
- Em relação as emissões de hidrocarbonetos na partida a frio, o veículo movido a álcool é o responsável pelas maiores emissões (máximo de 28.408 ppm) desses poluentes nas condições em estudo. O veículo Diesel foi o que emitiu menor quantidade desse poluente (28 ppm).
- No modo partida a frio, somente foi detectada a emissão de ~~15~~ para os veículos que funcionavam a gasolina, sendo a emissão máxima de 6 ppm (automóvel) e 2 ppm (motocicleta). No tempo de 120 s, esse composto já não era mais detectado.
- Na emissão de NO sob partida a frio, os níveis máximos emitidos foram de 86 ppm (veículo diesel), 61 ppm (gasolina) e 17 ppm (álcool e motocicleta). No final do teste (120 s), as emissões passaram a ser de 68 ppm (veículo diesel), 17 ppm (motocicleta), 8 ppm (álcool) e 1 ppm (gasolina).
- O dióxido de nitrogênio só foi detectado para o veículo diesel, com emissão máxima para o tempo analisado, de 10 ppm.
- Foi observado, inicialmente, para a maioria dos veículos/combustíveis, a existência de picos de emissão de poluentes decorrentes de condições não estabilizadas de taxa de oxigênio e temperaturas mais baixas.
- A partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de monóxido de carbono em: 31,17% (veículo a diesel); 66,64% (motocicleta); 93,96% (veículo a álcool) e 97,28% (veículo a gasolina).
- A partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de hidrocarbonetos em: 27,97% (motocicleta); 92,40% (gasolina) e, 96,21% (álcool).
- A partida a quente, para o tempo de análise em estudo (120 segundos), reduziu as emissões de NO em: 27,78% (gasolina); 45,45% (motocicleta) e, 47,62% (veículo diesel).
- A partida a quente favorece a redução das emissões de monóxido de carbono, principalmente para o veículo otto devido a maior eficiência da ação do catalisador quando operando em temperaturas mais elevadas. Portanto, os catalisadores do veículo diesel e da motocicleta possuem as menores eficiências, fato este que pode ser justificado por um problema muito

comum nos catalisadores a diesel que é o envenenamento por enxofre e, por uma menor capacidade de conversão catalítica do catalisador da motocicleta.

- A partida a quente aumentou as emissões de hidrocarbonetos em até 386% e, para a motocicleta no tempo de 120 s, o aumento foi de 24%. Para os outros tempos e veículos analisados, houve eficiência na redução de emissão de hidrocarbonetos.
- A maior eficiência de redução das emissões de NO, para os tempos analisados, foi de 52,85% no tempo de 40 segundos (diesel), 56,25% aos 40 segundos (otto álcool), 70,58% aos 120 segundos (motocicleta) e, 85,71% aos 40 segundos (otto gasolina). Em alguns casos, para o automóvel (gasolina e álcool), a partida a quente não favoreceu a redução das emissões.
- A aceleração brusca promoveu a ocorrência de picos de emissão para a maioria dos veículos e poluentes devido ao maior consumo de combustível durante a carga imposta. Os valores máximos de emissão de CO foram de 259 ppm (álcool), 950 ppm (diesel) e, 6755 ppm (gasolina). Para os HC's foram de 271 ppm (diesel), 325 ppm (álcool) e, 442 (gasolina). Para o NO foram de 2 ppm (gasolina), 12 ppm (álcool) e, 54 ppm (diesel). O H_2S somente foi detectado para o veículo otto a gasolina, com emissão máxima de 2 ppm. E, o SO_2 só foi detectado para o veículo diesel, com emissão máxima de 7 ppm.
- O valor médio de emissão de CO, durante os 60 segundos de coleta de dados sob aceleração constante, foi de 903,73 ppm (gasolina), 1.018,87 ppm (álcool) e, 2.289,03 ppm (diesel). Para a emissão de HC foi de 57,93 ppm (gasolina), 95,37 ppm (álcool) e, 174,53 ppm (diesel). Não foi detectada emissão de NO para o veículo a gasolina e a álcool, entretanto com emissão bem de 46,77 ppm, está o veículo diesel. As substâncias H_2S , SO_2 e NO_2 não foram detectadas para nenhum dos veículos/combustíveis em estudo quando em funcionamento a aceleração constante.
- Não foi observada emissão de SO_2 para quaisquer dos veículos nas condições estudadas.
- O uso do analisador de gases portátil permite a análise instantânea dos gases de combustão, pois é possível a aquisição dos dados no decorrer do teste.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para a continuidade do tema desenvolvido neste trabalho são sugeridos os seguintes estudos ou investigações:

- Realizar análise das emissões com ciclo de condução real utilizando o sistema OBD (diagnóstico de bordo) para obtenção das características da viagem do veículo.
- Utilizar os dados obtidos na predição das emissões veiculares de vias e estacionamentos.
- Qualificar e quantificar as emissões de particulados derivados de veículos equipados com motor Diesel.
- Qualificar as emissões de compostos orgânicos voláteis por metodologia de adsorção em matriz adsortiva e análise por cromatografia gasosa.
- Estimar as emissões em g/km e comparar com a legislação vigente.
- Avaliar o fator de acréscimo de emissões poluentes decorrentes de fontes móveis.

REFERÊNCIAS

ABRANTES, R.; ASSUNÇÃO, J. V.; HIRAI, E. Y. Caracterização das emissões de aldeídos de veículos do ciclo diesel. **Rev. Saúde Pública**, v. 39, n. 3, p. 479 – 485, 2005.

ACHOUR, H.; CARTON, J. G.; OLABI, A. G. Estimating vehicle emissions from road transport, case study: Dublin City. **Applied Energy**, v.88, p. 1957-1964, 2011.

Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). Resolução ANP N° 57/2011. Disponível em: <http://www.anp.gov.br> Acesso em: 10/12/2013.

Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). Resolução ANP N° 40/2013. Disponível em: <http://www.anp.gov.br> Acesso em: 10/12/2013.

Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). Resolução ANP N° 50/2013. Disponível em: <http://www.anp.gov.br> Acesso em: 10/12/2013.

ALVES, P. JUNIOR, A. A. R. **Mobilidade e Acessibilidade Urbanas Sustentáveis: A gestão da mobilidade no Brasil**. In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DA ASSOCIAÇÃO DE UNIVERSIDADES GRUPO MONTEVIDÉU, 6., 2009, São Carlos. Anais de Eventos da UFSCar. São Carlos: UFSCar, 2009.

ANDERSON, H.R. Air pollution and mortality: a history. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 142-152, 2009.

ANDRADE, H. H. B.; MARTINS, L. F. V.; PINTO, F. M.; ARAÚJO, J. H. B. **Diagnóstico das emissões atmosféricas de origem veicular no município de Campo Mourão – PR**. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA, 2009, Maringá. Anais do Simpósio de Pós-graduação em Engenharia Urbana. Maringá: SIMPGEU PR, 2009.

ARNEDO-PENA, A.; GARCIA-MARCOS, L.; URUENA, I.C.; MONGE, R.B.; SUAREZ-VARELA, M.M.; CANFLANCA, I.M.; GARRIDO, J.B.; QUIROS, A.B.; VARELA, A.L.; HERNANDEZ, G.G.; ONTOSO, I.A.; DIAZ, C.G. Air pollution and recent symptoms os asthma, allergic rhinitis, and atopic eczema in schoolchildren aged between 6 and 7 years. **Arch Bronconeumol.**, v. 45, p. 224-229, 2009.

AZUAGA, D. 2000. 193 f. **Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil**. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. Rio de Janeiro. 2000.

BAPTISTA, P. C.; SILVA, C. M.; FARIAS, T. L.; HEYWOOD, J. B. Energy and environmental impacts of alternative pathways for the portuguese road transportation sector. **Energy Policy**, v. 51, p. 802 - 15, 2012.

BARCZAK, R.; DUARTE, F. Environmental impacts of urban mobility: five categories of mitigation measures. **Brazilian Journal of Urban Management**, v. 4, n. 1, p. 13 - 32, 2012.

BELL, M. L.; CIFUENTES, L. A.; DAVIS, D. L.; CUSHING, E.; TELLES, A. G.; GOUVEIA, N. Environmental health indicators and a case study of air pollution in Latin American cities. **Environmental Research**, v. 111, p. 57 - 66, 2011.

BRANCO, M. G., SZWARC A., BRANCO, C.F. Programa ambiental de inspeção e manutenção veicular: princípios, fundamentos e procedimentos de teste. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 2012.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. Poluição do ar. 1. Ed. São Paulo: Editora Moderna, 1995.

BRASIL. Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. Disponível em: <http://www.senado.gov.br>. Acesso em: 02/12/2013.

BRASIL. Lei nº 6.803, de 02 de julho de 1980. Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 02/12/2013.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 02/12/2013.

BRASIL. Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993. Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 02/12/2013.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 02/12/2013.

BRASIL. Lei nº 12.587, de 3 de janeiro de 2012. Institui as diretrizes da Política Nacional de Mobilidade Urbana. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 10/07/2014.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 003, de 28 de junho de 1990. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 005, de 15 de junho de 1989. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 008, de 06 de dezembro de 1990. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 18, de 6 de maio de 1986. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 226, de 20 de agosto de 1997. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 251, de 12 de janeiro de 1999. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 382, de 26 de dezembro de 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 403, de 11 de novembro de 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 415, de 24 de setembro de 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 418, de 25 de setembro de 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/09/2014.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 432, de 13 de julho de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 8, de 31 de agosto de 1993. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 04/12/2013.

BRASIL. Resolução CONTRAN N° 510, de 15 de fevereiro de 1977. Disponível em: <http://www.denatran.gov.br>. Acesso em: 08/12/2013.

BRAVO, C. A. F. 2006. 222 f. **Estudo de catalisadores automotivos frente ao envenenamento com enxofre**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Química. Rio de Janeiro. 2006.

BRAVO, H. A.; TORRES, R. J. The usefulness of air quality monitoring and air quality impact studies before the introduction of reformulated gasolines in developing countries. Mexico City, a real case study. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 499 - 506, 2000.

CEARÁ. Decreto n° 20.764, de 08 de junho de 1990. Disponível em: <http://www.pge.ce.gov.br>. Acesso em: 08/12/2013.

CEARÁ. Lei n° 12.274, de 05 de abril de 1994. Disponível em: <http://www.pge.ce.gov.br>. Acesso em: 08/12/2013.

CEARÁ. Lei nº 12.494, de 04 de outubro de 1995. Disponível em: <http://www.pge.ce.gov.br>. Acesso em: 08/12/2013.

CEARÁ. Portaria nº 136, de 23 de julho de 2007. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br>. Acesso em: 08/12/2013.

Centro de Formação Profissional da Reparação Automóvel (CEPRA). Formação Modular Automóvel. Análise de Gases de Escape e Opacidade. Lisboa, 2000.

CERECEDA-BALIC, F.; PALOMO-MARÍN, M. R.; BERNALTE, E.; VIDAL, V.; CHRISTIE, J.; FADIC, X.; GUEVARA, J. L.; MIRO, C.; GIL, E. P. Impact of Santiago de Chile urban atmospheric pollution on anthropogenic trace elements enrichment in snow precipitation at Cerro Colorado, Central Andes. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 51 - 57, 2012.

CLAIROTTE, M.; ADAM, T. W.; ZARDINI, A. A.; MANFREDI, U.; MARTINI, G.; KRASENBRINK, A.; VICET, A.; TOURNIÉ, E.; ASTORGA, C. Effects of low temperature on the cold start gaseous emissions from light duty vehicles fuelled by ethanol-blended gasoline. **Applied Energy**, v. 102, p. 44 - 54, 2013.

COLE, M. A.; ELLIOTT, R. J. R.; SHIMAMOTO, K. Industrial characteristics, environmental regulations and air pollution: an analysis of the UK manufacturing sector. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 50, p. 121 – 143, 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/documentos/Relatorio_de_Emissoes_Veiculares_no_Estado_de_Sao_Paulo_2011.pdf. Acesso 30/08/2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/emissaoveicular>. Acesso em: 26/06/2014.

CRUZ, J. F. M. 2003. 215 f. **Caracterização de gasolinas por espectroscopia FT-RAMAN**. Tese (Doutorado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Química. Rio de Janeiro. 2003.

CUNHA, G. R.; SANTI, A.; DALMAGO, G. A.; PIRES, J. L. F.; PASINATO, A. Dinâmica do pH da água das chuvas em Passo Fundo, RS. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 44, n. 4, p. 339 - 346, 2009.

Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN). Disponível em:

<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>. Acesso em 06/02/2014.

DUTCHER, D. D.; STOLZENBURG, M. R.; THOMPSON S.L.; MEDRANO, J.M.; GROSS D.S.; KITTELSON, D. B.; MCMURRY, P. H.; Emissions from Ethanol-Gasoline Blends: A Single Particle Perspective. **Atmosphere**, v. 2, p. 182-200, 2011.

DUTRA, E. G.; VALLE, R. M.; GOMES, B. C.; FIORAVANTE, E. F.; DUTRA, L. G. **Emissão de gases poluentes por veículos leves a gasolina na atmosfera de Belo Horizonte**. In: SEMINÁRIO DE TECNOLOGIA DE MOTORES COMBUSTÍVEIS E EMISSÕES, 2004, Belo Horizonte. Anais do Seminário de Tecnologia de Motores, Combustíveis e Emissões. Belo Horizonte: CETEC MG, 2004.

ECIL Temperatura Industrial. Chemist 400. Analisador portátil de gases de combustão. Manual de operações. Disponível em: <http://www.ecil.com.br/temperatura-industrial/instrumentacao/analises-de-gases-de-combustao/analizador-portatil-chemist>. Acesso em: 08/04/2014.

FABER, J.; BRODZIK, K.; GOLDA-KOPEK, A.; LOMANKIEWICK. D. Air Pollution in New Vehicles as a Result of VOC Emissions from Interior Materials. **Pol. J. Environ. Stud**, v. 22, p. 1701-1709, 2013.

FENGER, J. Air pollution in the last 50 years – From local to global. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 13-22, 2009.

FERNANDES, M. R. 2011. 138 f. **Formulação de novos combustíveis base diesel: avaliação de desempenho e emissões**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Departamento de Engenharia Química. Natal. 2011.

FERREIRA, C. N.; ROCHA, D. T. M. Gases de escapamento e a comparação de ecoeficiência entre os meios de transporte mais utilizados na cidade de Macaé-RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, v. 5, n. 2, p. 125 - 134, 2011.

FERREIRA, S.L.; SANTOS, A.M.; SOUZA, G.R.; POLITO, W.L.; MÓDOLO, D.L. Análise por cromatografia gasosa de BTEX nas emissões de motor de combustão interna alimentado com diesel e mistura diesel-biodiesel (B10). *Quim. Nova*, 31, 3, 539-545, 2008.

FIGUEIREDO, D. A. 2011. 134 f. **Desempenho em dinamômetro e emissões residuais de um motor de trator agrícola operando com misturas binárias de óleo diesel B5 e biodiesel de óleo de frango**. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Rurais. Santa Maria. 2011.

FRANCO, V.; KOUSOULIDOU, M.; MUNTEAN, M.; NTZIACHRISTOS, L.; HAUSBERGER, S.; DILARA, P. Road vehicle emission factors development: A review. *Atmospheric Environment*, v. 70, p. 84 - 97, 2013.

FRONDIZI, C. A. Monitoramento da qualidade do ar: teoria e prática. 1. ed. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 276 p.

GALDO, M. I. L.; VIDAL, C. G. R.; GARCÍA, J. D. R. Aplicación del método level set para modelar el proceso de combustion premezclada en un motor Otto de dos tiempos. *Rev. Int. Métodos Numér. Cálculo. Diseño Ing.*, v. 29, n. 4, p. 234 - 240, 2013.

GARCÍA, C. A.; MANZINI, F. ISLAS, J. Air emissions scenarios from ethanol as a gasoline oxygenate in Mexico City Metropolitan Area. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, p. 3032 - 3040, 2010.

GASANA, J.; DILLIKAR, D.; MENDY, A.; FORNO, E.; VIEIRA, E.R. Motor vehicle air pollution and asthma in children: a meta-analysis. *Environmental Research*, v. 117, p. 36-45, 2012.

GHOSE, M. K.; PAUL, R.; BANERJEE. Assessment of the impacts of vehicular emissions on urban air quality and its management in Indian context: the case of Kolkata (Calcutta).

Environmental Science & Policy, v. 7, p. 345 - 351, 2004.

GINNEBAUGH, D. L.; LIANG, J.; JACOBSON, M. Z. Examining the temperature dependence of ethanol (E85) versus gasoline emissions on air pollution with a largely-explicit chemical mechanism. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 1192 - 1199, 2010.

GOKHALE, S.; KHARE, M. A review of deterministic, stochastic and hybrid vehicular exhaust emission models. **International Journal of Transport Management**, v. 2, p. 59 – 74, 2004.

GOYAL, P.; RAMA KRISHNA, T. V. B. P. S. Various methods of emission estimation of vehicular traffic in Delhi. **Transpn. Res.**, v. 3, n. 5, p. 309 - 317, 1998.

GRAHAM, L. A.; BELISLE, S. L.; BAAS, C. Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 4498 - 4516, 2008.

GRIESHOP, A. P.; BOLAND, D.; REYNOLDS, C. C. O.; GOUGE, B.; APTE, J. S.; ROGAK, S. N.; KANDLIKAR, M. Modeling air pollutant emissions from Indian auto-rickshaws: Model development and implications for fleet emission rate estimates. **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 148 - 156, 2012.

GUARIEIRO, L. L. N.; VASCONCELLOS, P. C.; SOLCI, M. C. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Rev. Virtual Quim.**, v. 3, n. 5, p. 434 - 445, 2011.

GUIDO, C.; BEATRICE, C.; NAPOLITANO, P. Application of bioethanol/RME/diesel blend in a Euro5 automotive diesel engine: Potentiality of closed loop combustion control technology. **Applied Energy**, v. 102, p. 13 - 23, 2013.

HADDAD, I.; MARCHAND, N.; DRON, J.; TEMIME-ROUSSEL, B.; QUIVET, E.; WORTHAM, H.; JAFFREZO, J. L.; BADUEL, C.; VOISIN, D.; BESOMBES, J. L.; GILLE,

G. Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 6190 - 6198, 2009.

HAMILTON, J. F.; LEWIS, A. C. Monoaromatic complexity in urbana ir and gasoline assessed using comprehensive GC and fast GC-TOF/MS. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 589 - 602, 2003.

HANSEN, M. 2008. 117 f. **Proposição de um método para avaliação do adicional de emissões veiculares em partida a frio**. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Engenharia de Produção. Porto Alegre. 2008.

HOUNTALAS, D.T.; ZANNIS, T.C.; MAVROOOULOS, G.C.; SCHWARZ, V.; BENAJS, J.; GONZALEZ, C. A. Use of a Multi-Zone Combustion Model to Interpret the Effect of Injector Nozzle Hole Geometry on HD DI Diesel Engine Performance and Pollutant Emissions. SAE Paper No. 2005-01-0367, 2005.

Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Disponível em:

<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=59>. Acesso em: 26/06/2014.

International Agency for Research on Cancer (IARC). Disponível em:

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>. Acesso em: 14/07/2014.

INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL (IBRAM). Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Distrito Federal. Relatório de Monitoramento da Qualidade do Ar no Distrito Federal. Distrito Federal, 2008.

JACONDINO, G. B. 2005. 134 f. **Quantificação das emissões veiculares através do uso de simuladores de tráfego**. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Engenharia da Produção. Porto Alegre. 2005.

JUNIOR, D. P. O. Motores de Combustão Interna: apostila. São Paulo: FATEC-SP, 2003. 129p.

KARAVALAKIS, G.; POULOPOULOS, S.; ZERVAS, E. Impact of diesel fuels on the emissions of non-regulated pollutants. **Fuel**, v. 102, p. 85 - 91, 2012.

KUHNS, H. D.; MAZZOLENI, C.; MOOSMULLER, H.; NIKOLIC, D.; KEISLAR, R. E.; BARBER, P. W.; LI, Z.; ETYEMEZHIAN, V.; WATSON, J. G. Remote sensing of PM, NO, CO and HC emission factors for on-road gasoline and diesel engine vehicles in Las Vegas, NV. **Science of the Total Environment**, v. 322, p. 123 - 137, 2004.

LANG, J.; CHENG, S.; WEI, W.; ZHOU, Y, WEI, X.; CHEN, D. A study on the trends of vehicular emissions in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region, China. **Atmospheric Environment**, v. 62, p. 605 - 614, 2012.

LAU, J.; HUNG, W. T.; CHEUNG, C. S. Observation of increases in emission from modern vehicles over time in Hong Kong using remote sensing. **Environmental Pollution**, v. 163, p. 14 - 23, 2012.

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

LIN, J.; NIEMEIER, D.A. Estimating regional air quality vehicle emission inventories: constructing robust driving cycles. **Transportation Science**, v. 37, p. 330-346. 2003.

LISBOA, H. M. SCHIRMER, W. N.; KAWANO, M.; QUADROS, M. E. Controle da poluição atmosférica. 1. ed. Florianópolis: Prefixo editorial na Biblioteca Nacional, 2008. 352 p.

LIU, Z.; GE, Y.; JOHNSON, K. C.; SHAH, A. N.; TAN, J.; WANG, C.; YU, L. Real-world operation conditions and on-road emissions of Beijing diesel buses measured by using portable emission measurement system and electric low-pressure impactor. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1476 - 1480, 2011.

LOIOLA, B. R.; SILVA, E. C. M.; BROLLO, G. L.; TOMAZINI, R. B. Análise das emissões de poluentes de motores flex na saída do escapamento de automóveis. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, v. 7, n. 11, 2011.

LONNERMARK, A.; BOLMQVIST, P. Emissions from an automobile fire. **Chemosphere**, v. 62, p. 1043 - 1056, 2006.

LUZ, E. R. 2003. 109f. **Predição de propriedades de gasoline usando espectroscopia FTIR e regressão por mínimos quadrados parciais**. Tese (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Química. Rio de Janeiro. 2003.
MANAHAN, S. E. Environmental chemistry. 7. ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2000.

MAINIER, F. B.; VIOLA, E. D. M. **O sulfeto de hidrogênio (H₂S) e o meio ambiente**. In: II Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 2005, Resende. Anais do Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. Resende: SEGeT RJ, 2005.

MANAHAN, S. E. Fundamentals of Environmental chemistry. 2. ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001. 993 p.

MANZOLI, A.; SCHAAL, R. E. Circulação de veículos com motores frios: o problema da emissão de CO e HC. **Revista Miverva**, v. 6, n. 1, p. 31 - 38, 2009.

MARICQ, M. M. Chemical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. **Aerosol Science**, v. 38, p. 1079 - 1118, 2007.

MARTINS J. Motores de Combustão Interna. 4. Ed. Publindústria, 2013.

MCNABOLA, A.; BRODERICK, B.M.; GILL, L.W. The impacts of inter-vehicle spacing on in-vehicle air pollution concentrations in idling urban traffic conditions. **Transportation Research**, 14, 567-575, 2009.

MENDES, G.; ALEME, H. G.; BARBEIRA, P. J. S. Determination of octane numbers in gasoline by distillation curves and partial least squares regression. **Fuel**, v. 97, p. 131 - 136, 2012.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). Plano Nacional de Energia 2030. Brasília, 2007.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/perguntas-frequentes?catid=10>. Acesso em 11/02/2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Compromisso pela Qualidade do Ar e Saúde Ambiental. Brasília, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários: Relatório Final. Brasília, 2011.

NAKASHIMA, Y.; KAMEI, N.; KOBAYASHI, S.; KAJII, Y. Total OH reactivity and VOC analyses for gasoline vehicular exhaust with a chassis dynamometer. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 468 - 475, 2010.

NEVERS, N. Air Pollution Control Engineering. 2 Ed. Inc – USA: Waveland Press, 2000.

NING, Z.; POLIDORI, A.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Emission factors of PM species based on freeway measurements and comparison with tunnel and dynamometer studies. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 3099 - 3114, 2008.

NTZIACHRISTOS, L.; GEIVANIDIS, S.; SAMARAS, Z., XANTHOPOULOS, A.; STEVEN, H.; BUGSEL, B. Study on possible new measures concerning motorcycle emissions. European Commission Report, 2009.

Observatório das Metrópoles – INCT. EVOLUÇÃO DA FROTA DE AUTOMÓVEIS E MOTOS NO BRASIL 2001 –2012. Disponível em: www.observatoriodasmetrolopes.net/download/auto_motos2013.pdf. Acesso em:20/09/2014.

OLIVEIRA, C. A.; ROSA, A. Motores de combustão interna – álcool e gasolina. 1. Ed. Santa Maria: CEP SENAI Roberto Barbosa Ribas, 2003. 116p.

OLIVEIRA, M. L. M.; SILVA, C. M.; MORENO-TOST, R.; FARIAS, T. L.; JIMÉNEZ-LÓPEZ, A.; RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E. A study of copper-exchanged mordenite natural and ZSM-5 zeolites as SCR-NO_x catalyst for diesel road vehicles: Simulation by neural networks approach. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 88, p. 420 - 429, 2009.

OLIVEIRA, M. L. M.; SILVA, C. M.; MORENO-TOST, R.; FARIAS, T. L.; JIMÉNEZ-LÓPEZ, A.; RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E. Simulation of SRC equipped vehicles using iron-zeolite catalysts. **Applied Catalysis A: General**, v. 366, p. 13 - 21, 2009.

PARK, C.; CHOI, Y.; KIM, C.; OH, S.; LIM, G.; MORIYOSHI, Y. Performance and exhaust emission characteristics of a spark ignition engine using ethanol and ethanol-reformed gas. **Fuel**, v. 89, p. 2118 - 2125.

PILUSA, T.J.; MOLLAGEE, M.M.; MUZENDA, E. Reduction of Vehicle Exhaust Emissions from Diesel Engines Using the Whale Concept Filter Aerosol and Air Quality. **Research**, v. 12, p. 994-1006, 2012.

Prefeitura Municipal de Fortaleza (PMF).

http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/inventario_da_emissao_dos_gases_do_efeito_estufa.pdf. Acesso em: 24/08/14.

QIN, Y.; KOT, S. C. Dispersion of vehicular emission in street canyons, Guangzhou city, South China (P.R.C.). **Atmospheric Environment**, v. 27B, n. 3, p. 283 - 291, 1993.

Quatro Rodas. Disponível em: <http://quatrorodas.abril.com.br/moto/reportagens/catalisadores-escape-729850.shtml>. Acesso em: 14/07/2014.

RANGEL, M. C.; CARVALHO, M. F. A. Impacto dos catalisadores automotivos no controle da qualidade do ar. **Quím. Nova**, v. 26, n. 2, p. 265 - 277, 2003.

RHYS-TYLER, G.A.; LEGASSICK, W.; BELL, M.C. The significance of vehicle emissions standards for levels of exhaust pollution from light vehicles in an urban area. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 3286-3293, 2011.

RIBEIRO, H.; CARDOSO, M. R. A. Air pollution and children's in São Paulo (1986-1998). **Social Science & Medicine**, v. 57, p. 2013-2022, 2003.

RUBIM, B.; LEITÃO, S. Plano de Mobilidade Urbana e o futuro das cidades. **Estudos Avançados**, v. 27, 2013.

RUTHERFORD, D.; ORTOLANO, L. Air quality impacts of Tokyo's on-road diesel emission regulations. **Transportation Research Part D**, v. 13, p. 239 - 254, 2008.

SALMA, I.; MAENHAUT, W.; DUBTSOV, S.; ZEMPLÉN-PAPP, E.; ZÁRAY, G. Impacto of phase out of leaded gasoline on the air quality in Budapest. **Microchemical Journal**, v. 67, p. 127 - 133, 2000.

SAMOLI, E.; NASTOS, P. T.; PALIATSOS, A. G.; KATSOUYANNI, K. PRIFTIS, K. N. Acute effects of air pollution on pediatric asthma exacerbation: Evidence of association and defect modification. **Environmental Research**, v. 111, p. 418 - 424, 2011.

SANTOS, A. C. 2008. 90 f. **A influência do uso do etanol combustível nas emissões dos gases do efeito estufa nos motores do ciclo Otto**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia Mauá. Instituto Mauá de Tecnologia. São Caetano do Sul. 2008.

SÃO PAULO. Lei nº 11.733, de 14 de março de 1995. Dispõe sobre a criação do Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.leismunicipais.com.br>> Acesso em: 05/12/2013.

SAYIN, C. Engine performance and exhaust gas emissions of methanol and ethanol-diesel blends. **Fuel**, v. 89, p. 3410 - 3415, 2010.

SCHIMITT, F. W. 2010. 197 f. **Metodologia de avaliação de eficiência energética em veículos leves e seus impactos em termos de uso de combustíveis**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético. Rio de Janeiro. 2010.

SCHIRMER, W. N.; LISBOA, H. M. Química da atmosfera: constituintes naturais, poluentes e suas reações. **Tecno-lógica**, v. 12, n. 2, p. 37 - 46, 2008.

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

SHREVE, R. N.; JUNIOR, J. A. B. Indústrias de Processos Químicos. 4. Ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1997. 717 p.

SILVA, L. Química da Atmosfera. http://www.ufjf.br/baccan/files/2012/11/Aula-5-Qu%C3%ADmica_da_Atmosfera_ParteII.pdf. Acessado em: 12/03/2014.

SILVA, R. A.; VIANA, M. M.; MOHALLEM, N. D. S. Caracterização textural, morfológica e estrutural de catalisadores automotivos novos e usados. **Cerâmica**, v. 55, p. 170 - 176, 2009.

SINGH, K. P.; GUPTA, S.; RAI, P. Identifying pollution sources and predicting urban air quality using ensemble learning methods. **Atmospheric Environment**, v. 80, p. 426 - 437, 2013.

SIPES, K. N.; MENDELSON, R. The effectiveness of gasoline taxation to manage air pollution. **Ecological Economics**, v. 36, p. 299 - 309, 2001.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ. Conselho de Políticas e Gestão de Meio Ambiente. Relatório de Atividades Geamo – 2012. Fortaleza, 2013.

SURAWSKI, N. C.; RISTOVSKI, Z. D.; BROWN, R. J.; SITU, R. Gaseous and particle emissions from na etanol fumigated compression ignition engine. **Energy Conversion and Management**, v. 54, p. 145 - 151, 2012.

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

TACO, G. B. G. 2006. 156f. **Desenvolvimento de uma metodologia para identificar espacialmente os níveis de emissão de gases derivados de veículos automotores nas áreas urbanas**. Tese (Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. 2006.

TAKESHITA, E. V.; REZENDE, R. V. P.; SOUZA, S. M. A. G. U.; SOUZA, A. A. U. Influence of solvent addition on the physicochemical properties of Brazilian gasoline. **Fuel**, v. 87, p. 2168 - 2177, 2008.

TAKIGAWA, A.; MATSUNAMI, A.; ARAI, N. Methane emission from automobile equipped with threeway catalytic converter while driving. **Energy**, v. 30, p. 461 - 473, 2005.

TAVARES, J. R.; STHEL, M. S.; CAMPOS, L. S.; ROCHA, M. V.; LIMA, G. R.; SILVA, M. G.; VARGAS, H. Evaluation of Pollutant Gases Emitted by Ethanol and Gasoline Powered Vehicles. **Procedia Environmental Sciences**, v.4, p. 51-60, 2011.

TAYLOR, C. F. *Análise dos Motores de Combustão Interna*. 1. Ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1996. 558 p.

TEIXEIRA, E. C.; FELTES, S.; SANTANA, E. R. R. Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Quím. Nova**, v. 31, n. 2, p. 244 - 248, 2008.

UGUCIONE, C.; MACHADO, C. M. D.; CARDOSO, A. A. Avaliação de NO₂ na atmosfera de ambientes externos e internos na cidade de Araraquara, São Paulo. **Quím. Nova**, v. 32, n. 7, p. 1829 - 1833, 2009.

United States Environmental Protection (US EPA).

<http://www.fueleconomy.gov/feg/driveHabits.jsp>. Acesso em: 01/04/2014.

UM - Universidade do Minho. Disponível em:

<http://vehicleenergysimulation.weebly.com/ciclos-de-conduccedilatildeo-standard.html>.

Acesso em: 10/07/2014.

VALLERO, Daniel. Fundamentals of Air Pollution. 4. Ed. North Caroline: Elsevier, 2007. 968 p.

VARELLA, C. A. A.; SANTOS, G. S. Noções Básicas de Motores Diesel. 1. Ed. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2010. 44p.

VIEIRA, N. R. Poluição do ar: indicadores ambientais. 1. ed. Rio de Janeiro: E-papers, 2009. 220 p.

VLASSOV, D. Fundamentos de combustão. VIII Curso de Especialização em Motores e Combustíveis. Curitiba: UTPR, 2008. 69 p.

WILLIAMS, M. L. Atmospheric pollution: contribution of automobiles. **Rev. Fr. Immunol. Clin.**, v. 40, p. 216 - 221, 2000.

YAMAMOTO, S. S.; PHALKEY, R.; MALIK, A. A. A systematic review of air pollution as a risk factor for cardiovascular disease in South Asia: Limited evidence from India and Pakistan. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 217, p. 133 - 134, 2014.

YAO, Y.; TSAI, J.; WANG, I. Emissions of gaseous pollutant from motorcycle powered by ethanol–gasoline blend. **Applied Energy**, v.102, p. 93-100, 2013.

World Health Organization (OMS). Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons, environmental health criteria, 202, United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organization, Geneva, 1998.

ZHAO, F.; LAI, M. C.; HARRINGTON, D. L. Automotive spark-ignited direct-injection gasoline engines. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 25, p. 437 - 562, 1999.

ZHOU, M.; LIU, Y.; WANG, L.; KUANG, X.; XU, X.; KAN, H. Particulate air pollution and mortality in a cohort of Chinese men. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 1 - 6, 2014.