



**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**

RODRIGO MARTINS DE LIMA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM UM TRECHO URBANO DA CIDADE
DE FORTALEZA – CEARÁ**

FORTALEZA – CEARÁ

2015

RODRIGO MARTINS DE LIMA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM UM TRECHO URBANO DA CIDADE
DE FORTALEZA – CEARÁ**

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

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

FORTALEZA – CEARÁ

2015

Catálogo na fonte: Biblioteca Waldyr Diogo de Siqueira

L732a Lima, Rodrigo Martins de.

Avaliação da qualidade do ar em um trecho *urbano da cidade de Fortaleza - Ceará* /. Rodrigo Martins de Lima - Fortaleza: IFCE, 2015.
107 p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental).
Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.

1. GESTÃO AMBIENTAL - TCC. 2. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA. 3.
MONITORAMENTO. 4. QUALIDADE DO AR. I. Título.

CDD 363.73

RODRIGO MARTINS DE LIMA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM UM TRECHO URBANO DA CIDADE DE
FORTALEZA - CE**

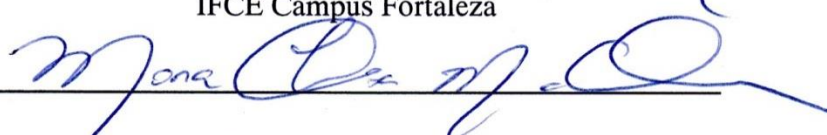
Dissertação submetida à Coordenação do Curso de
Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental
do Instituto Federal do Ceará como requisito para a
obtenção do título de Mestre em Tecnologia e
Gestão Ambiental.

Aprovada em 29/05/2015

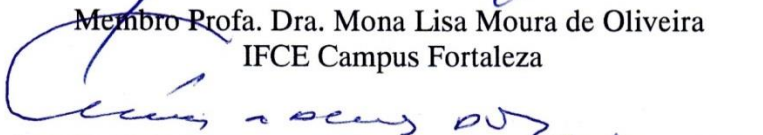
BANCA EXAMINADORA



Presidente Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo
IFCE Campus Fortaleza



Membro Profa. Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira
IFCE Campus Fortaleza



Membro Prof. Dr. Márcio de Almeida D'Agosto
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

A Deus.

*Aos meus pais: Edna e Cláudio Ricardo e aos meus
irmãos: Rafael, Karoline, Priscila e Júlia.*

A minha esposa Aline Viana.

Aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder discernimento e me guiar em todos os momentos.

Aos meus pais, Cláudio Ricardo e Edna, pelo grande apoio e ensinamentos durante toda a minha vida, pelos conselhos e esforços que me proporcionaram educação e formação de qualidade.

Aos meus irmãos, Rafael, Karolina, Priscila e Júlia e aos meus cunhados, Samuel e Carol, pelo companheirismo e apoio.

À minha esposa, Aline, pelo companheirismo, paciência, amor, amizade e apoio incondicional em todos os momentos.

Ao Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo, pela orientação no desenvolvimento desse trabalho, pelos conhecimentos transmitidos, por sempre se mostrar prestativo e paciente, pelo respeito e amizade.

Aos bolsistas e amigos do Laboratório de Tecnologia Química (LTQ), Sannara, Lara, Lukas e Paulo Henrique, pelo apoio e amizade e total dedicação em todos os momentos, importantíssimos para a concretização desse trabalho.

Aos amigos, Hermerson, Suzanne, Ivan, Laís, Mayara, Guilherme, Suzana e Ygor, pela amizade e incentivo nos momentos que passamos juntos nessa caminhada.

Aos professores e amigos Danilo Queiroz, Mona Lisa Oliveira e Gizeuda Freitas, pelo incentivo, ensinamentos e apoio para a realização desse trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo aporte financeiro concedido para a realização desse trabalho.

*“Aprender é a única coisa
de que a mente nunca se cansa,
nunca tem medo e nunca se arrepende”.*
Leonardo da Vinci.

RESUMO

Nos últimos anos tem havido uma grande preocupação com os problemas de poluição do ar causados pelas atividades humanas, principalmente associados ao lançamento de compostos poluentes em concentrações que podem causar danos ambientais e risco à saúde. As várias substâncias poluentes no ar são lançadas de fontes naturais e antropogênicas, que inclui as atividades industriais, geração de energia, escapamento veicular, refino de petróleo, queimadas, entre outras. Dentre os compostos poluentes destacam-se o material particulado ($PM_{2,5}$, PM_{10} , PTS, fumaça e *black carbon*); o monóxido e dióxido de carbono; os óxidos de nitrogênio; o dióxido de enxofre; o ozônio troposférico; os compostos orgânicos voláteis, os hidrocarbonetos, as bifenilas policloradas; os metais pesados; entre outros. No Brasil inexistia uma rede nacional de monitoramento e particularmente no Ceará a 14 anos não são realizadas medições da qualidade do ar. Neste contexto, no presente trabalho realizou-se um estudo de monitoramento da qualidade do ar em um trecho urbano de intenso fluxo veicular na cidade de Fortaleza-Ce, sendo monitorados os parâmetros de $PM_{2,5}$, PM_{10} e PTS, fumaça, *black carbon*, SO_2 , NO_2 e NH_3 . Os valores médios encontrados entre abril e outubro de 2014 foram: $PM_{2,5}$ (21,4 $\mu g/m^3$), PM_{10} (31,4 $\mu g/m^3$), PTS (73,0 $\mu g/m^3$), fumaça (7,27 $\mu g/m^3$), *black carbon* (0,69 $\mu g/m^3$), SO_2 (0,26 $\mu g/m^3$), NO_2 (14,2 $\mu g/m^3$) e NH_3 (1,22 $\mu g/m^3$), os quais encontram-se em acordo com as legislações ambientais estabelecidas pela Agência Ambiental Americana (EPA), Comunidade Europeia (EC), Resolução CONAMA 003/1990 e Resolução paulista adotada pela CETESB. Os valores detectados apresentam relação direta com as emissões veiculares, sobretudo para os materiais particulados, visto que existe relação entre suas concentrações e os dias da semana e fins de semana, onde o fluxo veicular é bem menor. Em geral a qualidade do ar no trecho estudado pode ser considerada boa, conforme os padrões nacionais referenciados. Apesar disso, os parâmetros de particulados $PM_{2,5}$ e PM_{10} tiveram valores médios acima dos recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS), o que torna-se preocupante do ponto de vista da saúde, ressaltando a necessidade de revisão dos limites praticados no país.

Palavras-chaves: Poluição atmosférica. Monitoramento. Qualidade do ar.

ABSTRACT

In recent years there has been a major concern with air pollution problems caused by human activities which are mainly associated with the emission of pollutants compounds in concentrations that may damage the environment and health risk. The various pollutants in the air are released from natural and anthropogenic sources which include industrial activities, power generation, vehicle exhaust, oil refining, wide fires and others. Among the pollutants compounds stand out particulate matter (PM_{2.5}, PM₁₀, TSP, black smoke and black carbon), carbon monoxide and dioxide; nitrogen oxide; sulfur dioxide; tropospheric ozone; volatile organic compounds, hydrocarbons, polychlorinated biphenyls; heavy metals, etc. Brazil does not have a national network for monitoring. Particularly, in Ceará at 14 years have not been performed any measurements of air quality. In this context, the present work is an air quality monitoring study in an urban area of heavy vehicle flow in Fortaleza-Ce. The parameters monitored were PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP, black smoke, black carbon, SO₂, NO₂ and NH₃. The average values found between April to October 2014 were: PM_{2.5} (21.4 µg/m³), PM₁₀ (31.4 µg/m³), TSP (73.0 µg /m³), black smoke (7.27 µg /m³), black carbon (0.69 µg/m³), SO₂ (0.26 µg/m³), NO₂ (14.2 µg/m³) and NH₃ (1.22 µg/m³), which are in accordance with the environmental laws established by the US Environmental Agency (EPA), European Community (EC), CONAMA Resolution 003/1990 and São Paulo Resolution adopted by CETESB. The detected values have direct relation to vehicle emissions, especially, for particulate matter since there is a relationship between their concentrations on the week days and on the weekends where the vehicular flow is much lower. In general air quality in the studied area can be considered good as referenced national standards. Nevertheless, the parameters of particles PM_{2.5} and PM₁₀ had average values above those recommended by the World Health Organization (WHO), which is concerning from a health point of view, emphasizing the need to review the limits practiced in the country.

Keywords: Air pollution. Monitoring. Air quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Camadas da atmosfera.	17
Figura 2 - Localização da área de amostragem.	46
Figura 3 - Planta de situação da estação de monitoramento.	48
Figura 4 - Imagens dos amostradores utilizados na pesquisa: a) Hivol com inlet para PM_{10} ; b) inlet para PTS e c) inlet para $PM_{2,5}$	48
Figura 5 - Imagens do OPSOMS com detalhamento do equipamento.	49
Figura 6 - Imagens do equipamento Trigás com detalhamento dos fracos amostradores.	50
Figura 7 - Sensores para aquisição de dados meteorológicos: a) estação Instrutemp; b) sensor de pluviosidade Hivol; c) sensor de velocidade do vento Hivol; d) sensor de direção do vento Hivol.	51
Figura 8 - Imagens da dessecadora e filtros em detalhe.	52
Figura 9 - Balança analítica com campânula para pesagem dos filtros.	53
Figura 10 - Refletômetro usado para análise de fumaça e <i>black carbon</i>	54
Figura 11 - Variáveis meteorológicas observadas na área em estudo durante o período amostral.	57
Figura 12 - Rosas dos ventos e gráficos de frequência das velocidades dos ventos na área em estudo durante o período de abril a outubro de 2014.	59
Figura 13 - Variação de $PM_{2,5}$ (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	63
Figura 14 - Concentrações de PM_{10} (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	63
Figura 15 - Concentrações de PTS (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	64
Figura 16 - Concentrações de fumaça (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014. ..	66
Figura 17 - Variação de <i>black carbon</i> (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014. ..	66
Figura 18 - Concentrações de SO_2 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	71
Figura 19 - Concentrações de NO_2 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	71
Figura 20 - Concentrações de NH_3 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.	72
Figura 21 - Médias dos poluentes durante o período de monitoramento em comparativo com as médias anuais estabelecidas pela CONAMA e CETESB.	75
Figura 22 - Comportamento dos poluentes particulados em função dos dias da semana: a) $PM_{2,5}$; b) PM_{10} ; c) PTS e d) fumaça.	77
Figura 23 - Índices de Qualidade do Ar, conforme a CETESB, para os parâmetros: a) $PM_{2,5}$; b) PM_{10} ; c) PTS; d) fumaça e e) SO_2	80

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela EPA.	39
Quadro 2 - Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Comunidade Europeia.	40
Quadro 3 - Padrões de qualidade do ar em vigência no Brasil (CONAMA 003/1990).	42
Quadro 4 - Padrões da qualidade do ar no Estado de São Paulo (CETESB).	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Metais traços e suas formas óxidas encontradas no ambiente.....	35
Tabela 2 - Poluentes atmosféricos de interesse, fontes de emissão e efeitos na saúde.	37
Tabela 3 - Poluentes atmosféricos e metodologias estabelecidas pela legislação brasileira. ...	44
Tabela 4 - Concentrações dos materiais particulados (PM _{2,5} , PM ₁₀ , PTS), fumaça e <i>black carbon</i> durante o período de abril a outubro de 2014.....	62
Tabela 5 - Concentrações máximas mensais de PTS para o monitoramento realizado pela SEMACE de 1997 a 2001 no Centro de Fortaleza por Silva (2010) e Azevedo (2014) em comparação com os encontrados na presente pesquisa.	69
Tabela 6 - Concentrações de SO ₂ , NO ₂ e NH ₃ durante o período de abril a outubro de 2014.	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PM - Material particulado.

PTS - Partículas Totais em Suspensão.

PM₁₀ - Material particulado menor que 10 µm

PM_{2,5} - Material particulado menor que 2,5 µm

BC - *Black carbon*

US EPA - Agência de Proteção Ambiental Americana

SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

SCR - Sistema de Redução Catalítica Seletiva

CFC - Clorofluorcarboneto

GNV - Gás Natural Veicular

ppm - Partes por milhão

PROCONVE - Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Veículos Automotores

COV - Composto Orgânico Volátil

HPA - Hidrocarboneto poliaromático

PCB - Bifenilapoliclorada

BTEX - Benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno

ppb - Partes por bilhão

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis

PRONAR - Programa Nacional do Controle da Qualidade do Ar

PRONACOP - Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial

OMS - Organização Mundial da Saúde

AGV - Amostrador de Grande Volume

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AMC - Autarquia Municipal de Trânsito de Fortaleza

PTFE - Politetrafluoroetileno

NEDA - N-(1-naftil)-etilenodiamina

EC - Comunidade Europeia

AAQ - Areia-Asfalto Quente

IQAr - Índice de Qualidade do Ar

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3 REVISÃO DA LITERATURA	17
3.1 A Atmosfera	17
3.2 Poluição atmosférica	19
3.2.1 <i>Poluentes inorgânicos do ar</i>	22
3.2.1.1 Monóxido de carbono (CO)	22
3.2.1.2 Dióxido de carbono (CO ₂)	23
3.2.1.3 Dióxido de enxofre (SO ₂)	24
3.2.1.4 Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	25
3.2.1.5 Amônia (NH ₃)	26
3.2.2 <i>Poluentes orgânicos do ar</i>	28
3.2.3 <i>Material Particulado (PM)</i>	31
3.2.4 <i>Metais pesados</i>	34
3.3 Efeitos da poluição atmosférica na saúde	36
3.4 Políticas e ações para controle da poluição atmosférica	38
3.4.1 <i>Principais ações realizadas no mundo</i>	38
3.4.2 <i>Principais ações realizadas no Brasil</i>	40
3.5 Amostradores para estudos de qualidade do ar	44
4 MATERIAIS E MÉTODOS	46
4.1 Caracterização da área de estudo	46
4.2 Procedimentos de amostragem	47
4.3 Procedimentos analíticos	52
4.4 Compilação e análise dos resultados	55
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
6 CONCLUSÕES	82
REFERÊNCIAS	85
APÊNDICES	102
ANEXOS	104

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem se observado uma preocupação crescente com as questões ambientais. As atividades humanas são responsáveis pelo aumento de lançamento de substâncias no ambiente, sobretudo no ar, gerando impactos. Nesse contexto a poluição atmosférica é a introdução de compostos químicos, ou partículas no ar que causam algum dano ou desconforto aos seres humanos e outros seres vivos, bem como para o ambiente, além de ser um sério problema em escala global, especialmente em grandes áreas urbanas (LIU, 2010).

Uma grande quantidade de compostos químicos é lançada no ar por fontes naturais, que incluem incêndios florestais, erupções vulcânicas, decomposição bacteriana, e por fontes antropogênicas, impulsionadas pelo avanço econômico e industrial, principalmente pelo vasto uso de combustíveis fósseis, por processos industriais, usinas de geração de energia, escapamento veicular, bem como o uso e fabricação de substâncias químicas (WHO, 2000).

Os poluentes atmosféricos podem apresentar-se ambientalmente na forma de gases ou partículas. Considerando o tamanho médio das partículas entre 0,01 μm e mais de 100 μm , os poluentes podem se apresentar na forma de poeiras, névoa, fumaça, vapor e *sprays*. Comparativamente muito menores os gases possuem medidas médias de 0,0001 μm e 0,001 μm (VESILIND; MORGAN, 2011).

Dentre as inúmeras espécies existentes na atmosfera, encontram-se compostos orgânicos e inorgânicos, que são comumente representados por: materiais particulados, ozônio (O_3), monóxido e dióxido de carbono (CO e CO_2), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x), metano (CH_4), compostos orgânicos voláteis (COVs), hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs), bifenilas policloradas (PCBs) e metais pesados (BLOCK et al., 2012; LI et al., 2013; LIU et al., 2012; OHURA et al., 2013).

Notadamente, a poluição do ar pode ser visualizada pela presença de partículas em suspensão. O material particulado (PM) é assim constituído por partículas líquidas ou sólidas, sendo lançadas diretamente de suas fontes ou geradas a partir de reações químicas que acontecem na atmosfera (SOUZA et al., 2010). As fontes de emissão englobam principalmente, a queima de combustíveis fósseis, sobretudo a geração de energia e os escapamentos veiculares nos centros urbanos. Os PMs são classificados de acordo com seus tamanhos aerodinâmicos em partículas totais em suspensão (PTS), partículas inaláveis (PM_{10}) e partículas inaláveis finas ($\text{PM}_{2,5}$) (VALLERO, 2008).

O material particulado também pode ocorrer como partículas escuras, na forma de fumaça ou fuligem, associada à combustão de veículos a diesel, queima de biomassa e aerossóis emitidos por cigarros (SANTOS, 2012). A fração mais escura das partículas atmosféricas, que corresponde a fração carbonácea elementar emitida pela queima incompleta de biomassa e combustíveis fósseis é denominada de *black carbon* (BC). Fumaça e BC absorvem fortemente a energia solar provocando redução na visibilidade, além de promoverem elevações nas temperaturas atmosféricas (VILET et al., 2013; BAI et al., 2015).

Em geral, os poluentes atmosféricos são apontados como responsáveis por diversos fenômenos indesejáveis como a destruição da camada de ozônio, mudanças climáticas, produção do *smog* fotoquímico e chuvas ácidas. O aumento das concentrações desses compostos tem alterado a composição básica da atmosfera ao longo dos anos (SEINFELD; PANDIS, 2006). Exposições a poluentes atmosféricos causam problemas de saúde, desde irritações, até doenças respiratórias, cardiovasculares e câncer, podendo levar ao óbito (VORMITTAG et al., 2013).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA), listou os seis principais poluentes de interesse (prioritários) capazes de gerar efeitos negativos para saúde: CO, SO₂, material particulado (PM₁₀ e PM_{2,5}), os NO_x, O₃ e chumbo (Pb), os quais são bastante investigados em estudos de monitoramento da qualidade do ar (VIEIRA, 2009).

Particularmente, o Estado do Ceará conta hoje com uma frota veicular que soma quase 2,6 milhões de automóveis, o município de Fortaleza representa cerca de 37% desse total, possuindo quase 1 milhão de unidades (DENATRAN, 2015). Os veículos são a principal fonte de emissões de poluentes nos centros urbanos. Muitos estudos apontam a relação entre o aumento das concentrações desses compostos com a elevação do fluxo veicular (JEDYNSKA et al., 2014; ALVIM, 2013; CHENG et al., 2013; GOEL; GUTTIKUNDA, 2015).

O aumento do número de automóveis em Fortaleza constitui, portanto, um aumento potencial de emissões de poluentes, o que causa severos riscos à saúde da população. Muitos efeitos nocivos à saúde da população têm sido investigados e constatados (THURSTON, 2008; PUI; CHEN; ZUO, 2014; ROMERO-LANKAO; QIN; BORBOR-CORDOVA, 2013).

Apesar do cenário atual poucas ações governamentais têm sido realizadas. De todas as unidades federativas do país, apenas 11, incluindo o Distrito Federal, possuem rede de monitoramento da qualidade do ar, o que corresponde a 40% do total. Considerando a região Nordeste, restringe-se apenas à Bahia e Sergipe, sendo este último detentor de uma

frota veicular em torno de 13 vezes menor quando comparado ao estado do Ceará (VORMITTAG et al., 2014). Embora esteja entre os dez principais estados com maior potencial poluidor atmosférico, o Ceará não possui uma rede de monitoramento de emissões atmosféricas, de forma que as medidas realizadas reduzem-se apenas a inspeções aleatórias do poder público para verificações indiretas do teor de fumaça negra de veículos movidos a diesel. Soma-se a isso, a falta de conhecimento da população em relação aos efeitos negativos na saúde (SISNANDO, 2014; ALMEIDA, 2014; OLIVEIRA, 2013).

Estudos têm sido realizados em Fortaleza para verificação das concentrações de compostos poluentes presentes no ar. Silva (2010) verificou os dados de partículas totais (PTS), fumaça e SO_2 em quatro estações em Fortaleza, outrora monitorados pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), de 1993 até 2001, realizando um estudo complementar em 2009 para os poluentes: $\text{PM}_{2,5}$, CO e CO_2 . O autor verificou que a qualidade do ar encontrava-se entre *regular* e *boa*. Ainda assim, as concentrações estiveram acima dos valores recomendados pela Organização Mundial da Saúde, o que provocou, de acordo com as investigações realizadas, o aumento de internações por problemas respiratórios quando associados diretamente aos materiais particulados.

Diante dessa problemática, o presente estudo objetiva realizar um monitoramento da qualidade do ar em um trecho urbano de intenso fluxo veicular na cidade de Fortaleza/Ceará. Para isso foram considerados os parâmetros: NO_2 , SO_2 , NH_3 , PTS, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, fumaça e *black carbon*, conforme preconizam a Resolução nº 03/1990 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), o Decreto Estadual 59.113/2013 de São Paulo, utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e outras legislações internacionais relacionadas a qualidade do ar.

Particularmente o parâmetro de $\text{PM}_{2,5}$ também foi selecionado por ser abrangido na maior parte das legislações de qualidade do ar e por ser indicativo da fração de PM com elevado potencial de risco à saúde das pessoas, pelo alto poder de penetração no trato respiratório (SAJANI et al., 2015), configurando-se como um parâmetro adicional à norma em vigência no país, inclusive já sendo usado como parâmetro de controle pela CETESB.

O NH_3 , por sua vez, é um composto abundante na atmosfera que tem relação com a queima de combustíveis fósseis e resulta da hidrólise da ureia em veículos, tais como ônibus e caminhões novos que passaram a adotar o sistema de Redução Catalítica Seletiva (SCR), podendo gerar emissões adicionais de NH_3 . Além disso, está associada à neutralização de espécies ácidas, gerando sais que são encontrados no PM (PERRINO et al., 2002).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Realizar monitoramento da qualidade do ar em um trecho urbano da cidade de Fortaleza-Ce considerando os parâmetros de material particulado (partícula total em suspensão - PTS e partículas inaláveis - PM_{10}), fumaça e gases inorgânicos (SO_2 e NO_2) estabelecidos pela legislação brasileira vigente.

2.2 Objetivos específicos

- Estabelecer rotinas de amostragem e análise para o monitoramento da qualidade do ar na área estudada efetuando amostragens de material particulado, fumaça e gases poluentes, incluindo parâmetros adicionais a legislação relacionados às concentrações de $PM_{2,5}$, *black carbon* e NH_3 .
- Comparar os resultados das concentrações dos poluentes monitorados com os valores de referência previstos nas legislações americana e europeia.
- Avaliar a influência dos parâmetros meteorológicos e ambientais sobre a qualidade do ar no trecho urbano durante o período em estudo;
- Estabelecer o índice de qualidade do ar, considerando os poluentes analisados, na área em estudo.
- Subsidiar ações de competência pública que visem melhorar a abrangência e detalhamento de estudos de monitoramento de qualidade do ar na cidade de Fortaleza, seus efeitos no ambiente e saúde da população, servindo como ponto de partida para políticas públicas de melhoria da qualidade deste recurso natural.

3 REVISÃO DA LITERATURA

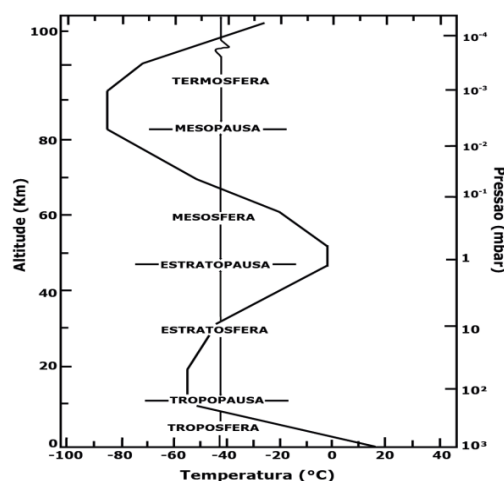
3.1 A Atmosfera

O meio ambiente vem passando por várias transformações ao longo dos anos, muitas dessas provocadas pela ação humana. O resultado dessas atividades tem gerado sérios impactos ao ambiente, sobretudo, reduzindo a qualidade do ar que se respira, o que gera a necessidade de estudos e medidas de controle frente ao avanço econômico e tecnológico que a sociedade vive.

A atmosfera é uma camada fina de gases que recobre a terra, possuindo a espessura de aproximadamente 1% do raio do planeta. A atmosfera é de suma importância para o aparecimento e manutenção da vida terrestre e sua composição e forma atual são resultado de diversas reações e transformações ocorridas ao longo de 400 milhões de anos. Os constituintes da atmosfera seca, ou seja, ausente de água, são basicamente: nitrogênio: 78,08%, oxigênio: 20,98%, argônio: 0,93% e dióxido de carbono: 0,035% (BARRY; CHORLEY, 2013).

Outros gases e componentes também compõe a atmosfera da terra tais como: hélio, criptônio, neônio, xenônio, metano, hidrogênio, dióxido de nitrogênio, sais inorgânicos, além de material particulado orgânico (bactérias, fungos e pólen) e inorgânico, principalmente sílica, óxidos e sais metálicos. A atmosfera pode ser dividida em quatro camadas principais: troposfera, estratosfera, mesosfera e termosfera, considerando o gradiente térmico em função da altitude, conforme a Figura 1 (VIEIRA, 2009).

Figura 1 - Camadas da atmosfera.



Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis (2006).

A troposfera é a camada mais baixa, estendendo-se a partir do nível do mar até uma altitude de aproximadamente 10-16 km, sendo caracterizada por ter uma composição formada pela mistura homogênea de vários gases, além de vapor de água. A temperatura decresce com o aumento da altitude quanto mais se distancia do calor que irradia da superfície terrestre podendo atingir temperaturas em torno de -56°C no seu limite superior. Sua composição homogênea resulta da constante mistura provocada pela circulação das massas de ar e, a quantidade de vapor de água presente é muito variável devido à formação de nuvens, precipitação e evaporação hídrica a partir dos corpos aquáticos terrestres (MANAHAN, 2001). Conforme Vieira (2009), a troposfera contém praticamente toda a umidade presente na atmosfera e é nela onde se originam as estações do ano, caracterizando o clima no planeta.

A camada que se encontra imediatamente acima da troposfera é a estratosfera, situada em torno de 15 a 50 km, sendo uma região entre altitudes em que a temperatura apresenta uma alteração de comportamento: diferentemente da troposfera, a temperatura da estratosfera no seu limite inferior deixa de diminuir e aumenta com a elevação da altitude, e seu limite superior apresenta o comportamento inverso, de forma que a temperatura volta a diminuir com o aumento da altitude. A altura exata em que termina a troposfera e começa a estratosfera sofre variação com as épocas do ano e com a latitude. Tecnicamente na porção inferior da estratosfera está situada a camada de ozônio, responsável pela proteção contra a radiação ultravioleta proveniente do sol e onde ocorrem as diversas reações químicas que são vitais para sua manutenção (BAIRD; CANN, 2011).

A mesosfera é a camada que vem após a estratosfera, com altitude entre 50 a 90 km. Apresenta um considerável decréscimo da temperatura, sendo a região mais fria da atmosfera, podendo chegar até -90°C . O principal mecanismo de remoção de calor nessa altitude é a radiação (WRASSE, 2000).

Estendendo-se para os confins externos da atmosfera, está a termosfera, que atinge altitudes de aproximadamente 500 km. Essa camada possui ar altamente rarefeito e apresenta temperaturas extremamente elevadas, em torno de 1200°C , devido à absorção de radiação muito energética, pelas espécies gasosas existentes, de comprimento de onda de 200 nm (MANAHAN, 2001).

A atmosfera configura-se como uma camada vital para a existência de vida na terra, protegendo os seres dos raios cósmicos nocivos provenientes do espaço. Esses, por sua vez, se originam em fontes distintas, como o sol e as estrelas, produzidos por átomos ionizados, sem elétrons. Caso atingissem a superfície terrestre, esses raios causariam danos ao DNA das células dos seres vivos (VIEIRA, 2009).

Do ponto de vista químico uma série de reações fotoquímicas e não-fotoquímicas ocorrem constantemente na atmosfera poluída e não poluída. Os processos fotoquímicos são provocados pela absorção da energia solar pelas espécies químicas presentes. Estas espécies estão classificadas em: óxidos inorgânicos (CO, CO₂, NO₂ e SO₂), oxidantes (O₃, H₂O₂, NO₃, radical OH[•], radical HO₂[•] e radicais ROO[•]), redutores (CO, SO₂, H₂S), orgânicos (onde o CH₄ é o mais abundante, alcanos, alcenos e arilas), orgânicos oxidados (carbonilas e nitratos orgânicos), espécies fotoquimicamente ativas (NO₂ e formaldeído), ácidos (H₂SO₄), bases (NH₃), sais (NH₄HSO₄) e espécies reativas instáveis (NO₂ eletronicamente excitado e radical OH[•]). Muitas dessas reações são responsáveis pela destruição e formação da camada de ozônio e sofrem influência da carga poluidora lançada no ar (MANAHAN, 2001).

3.2 Poluição atmosférica

A poluição atmosférica é definida como fenômenos e substâncias que contribuem para a deterioração da qualidade do ar, inserindo matéria ou energia com quantidades, concentrações ou características que estejam em desacordo com os níveis estabelecidos, tornando o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, ao bem estar e, causando danos aos materiais, fauna e flora (BRASIL, 1990a; ALMEIDA, 1999).

As substâncias poluentes presentes na atmosfera podem ter origem natural e antropogênica. Dentre as fontes naturais têm-se: a amônia, o sulfeto de hidrogênio, o cloreto de hidrogênio e o metano, produzidos por meio da decomposição biológica anaeróbia; o ozônio e o óxido nítrico; o cloreto de metila, o brometo de metila e o iodeto de metila que têm sua origem a partir do *spray* marinho; o dióxido de enxofre e de carbono decorrentes de erupções vulcânicas e o monóxido de carbono proveniente de incêndios e como produto da oxidação do metano atmosférico (BAIRD; CANN, 2011; SCHIRMER; LISBOA, 2008).

As fontes antropogênicas de emissão incluem: a queima de combustíveis fósseis, as atividades industriais, os veículos automotores, os sistemas de produção de energia (principalmente termoeletricas), os sistemas de queima de biomassa, entre outras (SKOULODIS; KASSOMENOS, 2014; CHENG et al., 2013; SHI; YAMAGUCHI, 2014).

O lançamento de poluentes atmosféricos tem sido alvo de grande preocupação. O desenvolvimento econômico, o rápido crescimento populacional e das cidades, de forma desordenada, têm contribuído para o aumento da carga poluidora atmosférica, gerando impactos ao ambiente. Arelado a isso, observa-se um número cada vez maior da frota veicular, considerada uma das principais fontes de poluição (CASTRO, 2011). A crescente

demanda por energia e o alto potencial poluidor das indústrias produtoras de energia, como caso das termoeletricas utilizadas em muitos países, também contribui significativamente para o aumento da poluição atmosférica (HU; ZHANG; LIN, 2014).

O incremento cada vez maior, e acelerado, de poluentes atmosféricos tem sido apontado como causa de mudanças climáticas que ocorrem no planeta. Muito desses agravam um processo que acontece naturalmente na terra, o efeito estufa (*greenhouse effect*), responsável pela manutenção da temperatura terrestre. A terra atua como um corpo refletor, recebendo a radiação solar de elevada energia refletindo-a em menor energia na forma de calor. Esses gases e substâncias, os quais receberam a denominação de estufa, provocam uma maior absorção da luz e impedem que a mesma retorne na forma de calor, provocando o chamado “Aquecimento Global”. As principais espécies responsáveis por esse fenômeno são as moléculas de dióxido de carbono, metano e as partículas resultantes da queima dos combustíveis (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009; ZUBERI; ALI, 2015).

Esse quadro tem se agravado juntamente com o desenvolvimento das cidades uma vez que esse crescimento resulta na redução da cobertura vegetal existente. O desmatamento resulta em várias consequências para o clima local, como maior taxa de evaporação e redução das precipitações, além do aumento da temperatura. Em grandes florestas, como o caso da Amazônia, os impactos podem influenciar regiões muito distantes (FEARNSIDE, 2006).

A terra possui uma espécie de escudo que a protege da radiação advinda do sol. Tal barreira é composta por moléculas de O_3 e recebe o nome de “camada de ozônio”. O O_3 existente na troposfera é tóxico e provoca irritação nos olhos, sendo maléfico para nossa saúde. Por outro lado, o O_3 estratosférico se situa na camada de ozônio, nos é benéfico e de grande importância para a vida na terra. Nessa altitude o ozônio existente atua no bloqueio de parte da radiação ultravioleta que o planeta recebe. Como consequência de sua ausência ter-se-ia maior incidência de câncer de pele, problemas de visão e no sistema imunológico, além de redução na capacidade de fotossíntese das plantas (VESILIND; MORGAN, 2011).

Sabe-se que o ozônio estratosférico, que compõe a camada de ozônio, está em constante formação e destruição. Um dos mecanismos é por meio da absorção de fótons de luz na região do visível. Processos adicionais também provocam a dissociação de moléculas de O_3 , são os chamados catalisadores naturais existentes no ar, ou seja, esses mecanismos, de destruição catalítica, acontecem mesmo em atmosferas limpas, não poluídas. O principal mecanismo que acontece nesse caso é a remoção de um átomo de O da molécula de O_3 por espécies químicas como: oxigênio atômico, N_2O , radical $\bullet OH$, cloreto de metila, bromo, etc. (BAIRD; CANN, 2011).

Com a crescente carga poluidora gerada pelas atividades antropogênicas, tem-se o agravamento da depleção de ozônio estratosférico, o que provoca uma destruição excessiva dessa camada, contribuindo para o fenômeno conhecido como “buraco da camada de ozônio”. Dessa forma, a terra perde parte de sua proteção natural, afetando a saúde do planeta e seres vivos (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

O buraco na camada de ozônio foi constatado em meados da década de 1980, quando os estudos de Farman, Gardiner e Shanklin (1985) mostraram pela primeira vez que as atividades humanas foram responsáveis pela diminuição dos níveis de O_3 na Antártida, provocando o aparecimento de um buraco. Tal descoberta despertou a comunidade da necessidade de controle da poluição. Com isso foram realizadas convenções governamentais sobre o clima para discutir esses temas e buscar soluções, dentre elas a assinatura do Protocolo de Kyoto (RIBEIRO, 2008).

O agravamento da destruição da camada de ozônio se dá muito em função da presença de substâncias como o clorofluorcarbonetos (CFCs). Tais compostos foram largamente utilizados em aerossóis e para aparelhos refrigeradores. Uma vez presentes no ar, liberam moléculas de Cl, devido à dissociação provocada pela energia solar em altitudes elevadas, que reagem com o ozônio e provocam a retirada de uma molécula de oxigênio. Uma única molécula de cloro é capaz de fazer esse ciclo centenas de vezes antes de reagir com outro componente como o metano (VESILIND; MORGAN, 2011).

A comunidade científica tem realizados diversos estudos sobre os impactos ao ambiente que esses compostos causam (RAMANATHAN; FENG, 2009; EL DIB, 2011; MASIOL et al., 2014), a fim de alertar a população e, sobretudo às autoridades, quanto aos prejuízos e necessidade de tomada de medidas para controle da poluição atmosférica em todo o mundo.

Notadamente, existe uma grande quantidade de poluentes presentes no ar lançados de diversas fontes, sejam elas naturais ou causadas pelas atividades humanas. Tais compostos podem ser classificados, considerando sua origem, como primários e secundários. Os poluentes primários são aqueles originados diretamente a partir de suas fontes de emissões, em outras palavras, são emitidos já na forma de poluentes (como por exemplo, os óxidos de nitrogênio (NO_x), o dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO) e partículas). Por outro lado, os poluentes secundários resultam de reações químicas ocorridas na atmosfera, como hidrólise, reações fotoquímicas e oxidativas, entre componentes primários, gerando novos compostos, por exemplo, o SO_2 que reage com o O_2 presente no ar, formando o SO_3

que, por sua vez, reage com vapor de água gerando ácido sulfúrico (LOUREIRO, 2005; VIEIRA, 2009).

Considerando as fontes de emissões, as substâncias poluidoras da atmosfera são oriundas de fontes fixas, ou estacionárias, e móveis. As fixas são aquelas que produzem descargas pontuais, tais como as chaminés de indústrias, queima de resíduos e outras atividades de queima de combustíveis. As fontes móveis incluem os veículos de transporte terrestre, aéreo e fluviomarítimos (CAVALCANTI, 2010). Ainda segundo este autor, as atividades industriais, dependendo da natureza são significativas do ponto de vista de emissões, considerando a variedade e intensidade dos compostos emitidos. Os veículos automotores, por sua vez, se caracterizam como as principais fontes de poluição nas cidades, devido a suas quantidades e distribuição espacial (HERNÁNDEZ-MORENO; MUGICA-ÁLVAREZ, 2013; LANG et al., 2012).

3.2.1 *Poluentes inorgânicos do ar*

3.2.1.1 Monóxido de carbono (CO)

O monóxido de carbono é um poluente de grande importância presente no ar. É um gás extremamente tóxico e não apresenta cor ou cheiro. O CO resulta da queima incompleta de biomassa, matérias carbonáceas e combustíveis fósseis, quando a quantidade de oxigênio não é suficiente para completar o processo (HETTIGE et al., 1995; BEZERRA, 2012).

O CO é um poluente muito nocivo à saúde humana, possuindo afinidade pela hemoglobina cerca de 240 vezes maior que o oxigênio, o que faz com que pequenas concentrações da molécula comprometam significativamente a oxigenação celular pela formação da carboxihemoglobina e diminuição da oxihemoglobina, causando um quadro de hipóxia, o que pode levar o indivíduo a óbito. Exposições a pequenas e moderadas concentrações de CO são capazes de prejudicar o raciocínio, afeta a percepção, causar cefaleia, sonolência, redução dos reflexos e destreza (CANÇADO, 2003; CASTRO; GOUVEIA; ESCAMILLA-CEJUDO, 2003).

O CO pode ser lançado no ar por fontes naturais e ou antrópicas. As naturais incluem a oxidação do metano e de hidrocarbonetos naturais, emissões oceânicas e a partir da vegetação. Em áreas urbanas as principais fontes incluem a combustão de combustíveis

fósseis e de biomassa, atividades industriais, refino de petróleo e oxidação de hidrocarbonetos, lançados a partir de atividades humanas (ANEJA et al., 2001).

O tráfego veicular tem sido a principal fonte de emissão de CO nas cidades (PANDIAN; GOKHALE; GHOSHAL, 2009). Considerando o tamanho da frota, os veículos leves (de passeio), movidos à gasolina, são os principais contribuintes para a elevação dos níveis nos ambientes urbanos, quando comparados com aqueles movidos a álcool, GNV (Gás Natural Veicular) e Diesel. A adição de novas tecnologias veiculares como a injeção eletrônica e catalisadores, por sua vez, ajudam a controlar as concentrações de CO emitidas (TEIXEIRA; FELTES; SANTANA, 2008).

Estudos realizados pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo) apontam a diminuição das emissões de CO quando ocorre mistura de mistura gasolina/álcool, onde as concentrações decrescem com o aumento da percentagem de álcool à mistura (SÃO PAULO, 2003). Dessa forma, o advento de carros flex (movido pelos dois combustíveis) se torna uma alternativa na redução dos teores desse poluente na atmosfera, frente ao aumento da frota ano a ano.

3.2.1.2 Dióxido de carbono (CO₂)

O dióxido de carbono (CO₂) tem frequentemente suas concentrações associadas ao crescimento econômico e consumo de energia nas grandes cidades, devido ao incremento de fontes e atividades causadoras de poluição (AL-MULALI., 2012). O CO₂ é apontado como o principal gás causador de mudanças climáticas em todo o planeta (LAU; CHOONG; ENG, 2014), e embora não seja tóxico é considerado um poluente global.

Figueira (2012) aponta que as principais causas do aumento das emissões desse gás são: o modelo de produção e consumo de energia, que faz uso intenso de combustíveis fósseis tais como, carvão mineral, petróleo e gás natural. Além disso, o autor também destaca o desmatamento florestal e deterioração de ecossistemas naturais.

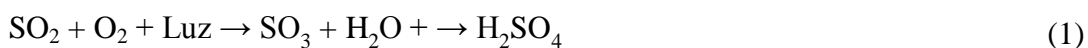
O uso de combustíveis fósseis supre cerca de 80% da demanda de energia no planeta, o que agrava ainda mais o incremento de CO₂ no ar. Diante disso, tem-se buscado novos tipos de combustíveis alternativos com o uso de recursos não renováveis, diminuindo também a emissão de gases poluentes, como o etanol, por exemplo. O desenvolvimento de novos processos catalíticos para encontrar novas formas de funcionalização dióxido de carbono é uma alternativa para a redução das emissões de CO₂ (OLAJIRE, 2013).

O CO₂ é um gás oxidado. Muitos processos de neutralização de compostos nocivos presentes no ar resultam na formação de dióxido de carbono. O CO na atmosfera é totalmente oxidado a CO₂ em aproximadamente cinco anos depois de emitido, por reação com o oxigênio (BAIRD, CANN, 2011).

3.2.1.3 Dióxido de enxofre (SO₂)

O dióxido de enxofre (SO₂) é um poluente primário caracterizando-se como um gás incolor, estável, não inflamável ou explosivo e solúvel em água, reagindo com gotículas sólidas e de água presentes no ar para formação do ácido sulfuroso. O SO₂ é originado, principalmente, da queima de combustíveis fósseis que possuem enxofre na sua composição, como o carvão, lignita e o óleo combustível, sendo gerado também por meio da atividade de refino de petróleo (VIEIRA, 2009). Outra considerável fonte de emissão de SO₂ envolve a fundição de metais ferrosos e não ferrosos, principalmente o cobre (SPIRO; STIGLIANI, 2009), bem como a oxidação de minerais sulfurosos ($\text{CuS} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Cu} + \text{SO}_2$) para a obtenção deste metal (VIEIRA, 2007).

O SO₂ também é emitido a partir de fontes naturais, por exemplo, erupções vulcânicas, aerossol marinho e pela atividade bacteriana e decomposição da matéria orgânica (MARTINS; ANDRADE, 2002). O SO₂ pode ser oxidado a SO₃ na atmosfera, ativado pela radiação ultravioleta do sol e, por ser altamente solúvel em água, reage com a mesma produzindo ácido sulfúrico no processo conhecido com chuva ácida (SEINFELD; PANDIS, 2006). A Equação 1 ilustra esse processo:



O SO₂ pode ser transportado para lugares muito distantes de suas fontes de emissões, magnificando a sua área de atuação (CANÇADO, 2006). O aerossol ácido formado causa grandes prejuízos, pois o ácido sulfúrico dissolve o calcário, danificando monumentos e edifícios, além de causar a corrosão de estruturas de ferro. Além disso, o ácido sulfúrico causa irritação em pequenos vasos sanguíneos do pulmão, causando seu inchaço e dessa forma, bloqueio a passagem do ar, comprometendo significativamente o processo respiratório. Esse efeito pode ser cumulativo, agravando-se nas pessoas mais idosas (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

As regiões com indústrias de geração de energia apresentam as emissões mais elevadas de SO_2 , principalmente as que utilizam carvão para queima, visto que este combustível apresenta elevados níveis de enxofre em sua composição (PARRISH et al., 2011). Pires (2005) constatou que o SO_2 é o principal poluente lançado a partir de fontes fixas, contribuindo com mais de 40% de todos os poluentes existentes no ar. As emissões de SO_2 aumentaram ao longo dos anos em regiões urbanizadas, principalmente no inverno, causando problemas de saúde na população (LUVSAN et al., 2012).

A partir de 2013 o Diesel combustível com baixo teor de enxofre começou a ser comercializado no Brasil. Esse combustível apresenta concentrações em torno de 10 ppm de enxofre (denominado S-10) e objetiva-se com isso, substituir o diesel S-500, que contém concentrações em torno de 500ppm de enxofre, atendendo assim às fases P6 e L7 do PROCONVE (O Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores). Dessa forma estima-se redução dos lançamentos de SO_2 na atmosfera (PETROBRAS, 2014).

3.2.1.4 Dióxido de nitrogênio (NO_2)

O dióxido de nitrogênio (NO_2) é um óxido de nitrogênio (NO_x) muito comum em atmosferas poluídas. Os NO_x são formados principalmente pelo óxido de nitrogênio (NO) e NO_2 , gerados, em grande parte, a partir do escapamento de veículos, usinas de geração de energia e processos industriais, correspondendo respectivamente a cerca de 35%, 27% e 26% das contribuições dos gases nitrogenados na atmosfera (HAO et al., 2005).

Os NO_x podem ocorrer também, em uma pequena escala, a partir de fontes naturais, sendo gerados por meio de descarga de relâmpagos, erupções vulcânicas e pela ação de bactérias decompositoras presentes no solo (processo de desnitrificação) (VIEIRA, 2009).

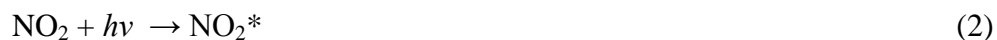
Primariamente, os NO_x presentes no ar são emitidos na forma de NO e uma pequena parcela como NO_2 . A maior parte do NO_2 é produzida como poluente secundário, resultante da oxidação do NO por diversas reações fotoquímicas que ocorrem na atmosfera. De acordo com Notario et al. (2012), mais de 95% dos NO_x são emitidos como NO. O NO_2 resultante contribui para deposição ácida e é um precursor da formação de oxidantes fotoquímicos, como o ácido nítrico (HNO_3), também componente do *smog* fotoquímico (ZBIERANOWSKI; AHERNE, 2013).

O NO_2 é responsável pela formação de O_3 troposférico por reações com os Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), sendo essas reações influenciadas pela intensidade de energia ultravioleta proveniente do sol, havendo flutuações das concentrações ao longo do dia

(BERNARD et al., 2001; NOTARIO et al., 2012). A reação fotoquímica para geração do ozônio em reações com os NO_x sofre influência da temperatura, determinando diferenças nas concentrações durante os períodos de inverno e verão (LOZANO et al., 2010).

Os óxidos de nitrogênio podem reagir com compostos orgânicos e moléculas de oxigênio, por meio de reações fotoquímicas, causando a formação do *smog* fotoquímico e *smog* por redução, uma nuvem de poluição gerada pela combinação de diversas substâncias existentes no ar. O *smog* por redução é característico de grandes áreas industriais, condição atmosférica em que acontece a mistura de fuligem, fumaça e NO₂ (PIRES, 2005).

O NO₂ é uma das espécies mais ativas fotoquimicamente encontradas em uma atmosfera poluída, absorvendo a energia luminosa do sol, gerando uma molécula eletronicamente ativa (Equação 2):



O NO₂ pode ser notado como uma coloração castanha avermelhada, recorrente em atmosferas muito poluídas, típico do *smog* fotoquímico (MANAHAN, 2001).

O aumento das concentrações de NO_x nas cidades está associado ao avanço da industrialização. Segundo Hao e Wang (2005), a presença desses poluentes no ar torna-se um problema nas megacidades devido aos múltiplos impactos que estes causam ao ambiente, resultado da poluição fotoquímica e a geração de compostos secundários. Na Ásia, por exemplo, as usinas produtoras de energia e demais indústrias passaram de uma contribuição de 46% das emissões de NO_x nos anos de 1980 a 55% em meados de 2003, frente a duplicação das contribuições pelos processos de geração de energia (OHARA et al., 2007).

O NO₂ é um poluente tóxico e muito agressivo ao sistema respiratório sendo relacionado às infecções respiratórias. Nos pulmões, esse gás pode se transformar em nitrosaminas que possuem poder carcinogênico (NEGRI, 2009). Quando respirado, o NO₂ pode causar irritação nos pulmões, bronquite e pneumonia, além de reduzir a resistência do corpo a infecções respiratórias (PIRES, 2005).

3.2.1.5 Amônia (NH₃)

A amônia (NH₃) presente na atmosfera é um gás incolor a temperatura ambiente, com um odor muito forte. O NH₃ é utilizado como agente de neutralização nas indústrias petrolíferas e como gás de refrigeração em sistemas industriais, possuindo elevado poder

refrigerante e baixa capacidade de destruição da camada de ozônio, sendo uma boa possibilidade para substituição dos CFCs (FELIX; CARDOSO, 2004).

O NH_3 pode ser emitido para o ar por meio de processos naturais e pela ação humana. Por ser um composto volátil, pode ser lançada no ar a partir dos excrementos de animais, enquanto os oceanos e incêndios florestais são também fontes naturais de lançamentos desta molécula. Além disso, é emitido pela volatilização de fertilizantes sintéticos, queima de biomassa e combustíveis fósseis, atividades industriais, bem como a partir do metabolismo humano (BOUWMAN et al., 1997). A agricultura e pecuária são importantes fontes de emissão de NH_3 para a atmosfera, estando entre as principais atividades contribuidoras (HAMAOU-LAGUEL et al., 2014).

Emissões veiculares também têm se mostrado como fontes de lançamento desse poluente no ar, embora em níveis considerados baixo quando associada a combustão em veículos leves. Kean et al. (2009) verificaram que em veículos a gasolina contendo catalisadores de “três vias” (*3-Way Catco*) há produção de amônia em condições de extrema redução de NO que além da liberação de N_2 produz NH_3 a partir da superfície catalítica. Os autores relatam que a partir de 1983 com o advento dos conversores catalíticos houve um incremento na liberação das emissões veiculares de amônia nos EUA, sendo detectado no estudo em questão níveis de até 49 ± 4 mg/km para veículos leves em velocidades típicas de rodovias.

Por outro lado a que se contabilizar a amônia *slip* resultante de reações incompletas da amônia em excesso com o NOx em veículos pesados possuidores do sistema SCR (redução catalítica seletiva), introduzindo esse composto no ambiente (GIL, 2013). No Brasil a partir de 2012, os veículos pesados movidos a Diesel, passaram a utilizar a tecnologia SCR, em atendimento à fase P7 do PROCONVE.

O NH_3 é um constituinte alcalino muito importante na atmosfera, sendo a única base em fase gás existente. O NH_3 reage facilmente com espécies ácidas como o ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido nítrico (HNO_3), ácido nitroso (HNO_2) e ácido clorídrico (HCl) para formar sais de amônio, muito encontrados em partículas finas menores que $2,5 \mu\text{m}$ (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000). A amônia pode reagir com radicais $\bullet\text{OH}$ para formar aminas e água, sendo posteriormente oxidada até a forma de NO (FLAGAN; SEINFELD, 1988).

A partir de reações com espécies ácidas são formados sulfato, nitrato, cloreto de amônio, além do íon NH_4^+ . Este, por sua vez, tem um tempo de vida maior do que a NH_3 (horas ou dias), permanecendo no ar por diversas semanas até serem lavados por

precipitações, processo conhecido como deposição úmida. O curto tempo de permanência da NH_3 na atmosfera se dá muito pelo fato de ser uma molécula altamente reativa e solúvel em água, reagindo com outros compostos existentes no ar, gerando poluentes secundários (DRAGOSITS et al., 2008).

Por ser uma molécula muito solúvel em água, o NH_3 pode se dissolver nas nuvens, onde em condições atmosféricas praticamente se apresenta quase que totalmente na forma de íons NH_4^+ , de forma que a deposição úmida, juntamente com a seca, constituem os principais sumidouros atmosféricos deste poluente (SEINFELD; PANDIS, 2006).

Os processos de deposição seca e úmida de NH_3 são consideráveis fontes de nitrogênio no ambiente, contribuindo para o aumento desses nutrientes no solo e corpos hídricos, provocando o processo de eutrofização, causando impactos nos ecossistemas e seres vivos (CHEN et al., 2014).

Ao ser inalado o NH_3 é retido nas vias aéreas superiores, causando queimaduras nos olhos, nariz e garganta, lacrimejamento e tosse, dependendo da concentração e tempo de exposição. A amônia causa também dificuldade na respiração, dores de cabeça, náuseas e até desmaios (GURGEL et al., 2009).

3.2.2 Poluentes orgânicos do ar

Diversos compostos orgânicos também se encontram presentes na atmosfera e neste caso engloba-se uma gama de gases que causam impactos ao ambiente, cuja ocorrência está geralmente associada à queima de biomassa e de combustíveis fósseis (NEVES, 2002). Muitos dos gases orgânicos são persistentes, bioacumulativos e tóxicos (LEMIEUX; LUTES; SANTOIANI, 2004). São exemplos de compostos orgânicos existentes em atmosferas poluídas: os compostos orgânicos voláteis – VOCs ou COVs (VILLANUEVA et al., 2014), os hidrocarbonetos poliaromáticos – HPAs ou PAHs (KAKIMOTO et al., 2014) e as bifenilas policloradas – PCBs (AYDIN et al., 2014).

Os VOCs são poluentes atmosféricos significativos devido aos seus efeitos adversos à saúde e ao ambiente. Provoca a destruição do ozônio estratosférico e fotoquímica do O_3 troposférico, contribuindo para o agravamento do efeito estufa, além de ser tóxico à saúde humana por seus efeitos carcinogênicos (AN et al., 2014).

Os VOCs em termos de qualidade do ar compreendem: hidrocarbonetos (alcanos, alcenos e compostos aromáticos como os BTEX), compostos halogenados (metilclorofórmio e etilcloroetileno) e oxigenados (álcoois, ésteres, aldeídos e cetonas) (VIEIRA, 2009).

Em geral os VOCs são emitidos a partir de fontes naturais e antropogênicas. Dentre as fontes naturais as florestas tropicais são os maiores contribuintes para a emissão, sendo produzidos também pela ação microbiana e a partir dos oceanos (KANSAL, 2009).

As principais fontes antropogênicas de VOCs envolvem: a queima de combustíveis fósseis, refino, a estocagem e distribuição de petróleo, entre outros processos industriais que utilizam solventes. Em atmosferas urbanas as altas concentrações de VOCs são originadas, principalmente, do escapamento de veículos, sendo influenciadas pela densidade do tráfego, características do automóvel (modelo e ano) além da forma de guiar (intensidade de aceleração, velocidade, entre outras) (ELBIR et al., 2007).

O principal mecanismo de destruição dos VOCs envolve a reação com radicais $\bullet\text{OH}$. Em cidades onde as concentrações de NO_x são altas, o aumento das concentrações de VOCs podem elevar a quantidade desses radicais, entretanto a sua produção não está limitada pelos VOCs. Na troposfera a fotooxidação de gases orgânicos na presença de elevadas concentrações de NO_x atuam na produção de ozônio. Em contrapartida, outras espécies gasosas podem causar a destruição do ozônio estratosférico (KOPPMANN, 2007). Os VOCs também estão associados à formação do *smog* fotoquímico (HSU; LIN, 2012).

Entre as espécies emitidas relacionadas ao tráfego de veículos, as que recebem maior atenção destacam-se os compostos BTEX: benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros orto, meta e para-xilenos (HAN; NAECKER, 2006).

Os BTEX estão associados aos combustíveis fósseis representando a principal fonte de emissão desses compostos monoaromáticos, sendo emitidos a partir de veículos leves, movidos a gasolina, até mesmo na sua manipulação, quando volatilizam e se dispersam no ar, contribuindo para a degradação do ambiente (CASTRO, 2011).

Por estarem associados a produtos petrolíferos, suas concentrações no ar são influenciadas pela intensidade do fluxo veicular. Os BTEX reagem com uma série de compostos existentes em atmosferas urbanas por meio de reações fotoquímicas (TRUC; OAHN, 2007) e participam da formação de espécies oxidantes, tais como o ozônio e o peroxiacetil nitrato (PAN) (ZHANG et al., 2012).

Dentre os BTEX o benzeno tem importante destaque, por seus efeitos adversos à saúde. É um líquido incolor à temperatura ambiente, tem ponto de ebulição relativamente baixo ($80,1\text{ }^\circ\text{C}$), pressão de vapor elevada ($9,95\text{ kPa}$ a $20\text{ }^\circ\text{C}$), apresentando evaporação rápida à temperatura ambiente. Exposições a este poluente podem causar hematotoxicidade, genotoxicidade e carcinogenicidade, além de mutagenicidade. Exposições prolongadas, crônicas, resultam em depressão da medula óssea, expressa como leucopenia, anemia e/ou

trombocitopenia (WHO, 2000). A exposição de benzeno concomitantemente ao etanol (como nas bebidas alcoólicas, por exemplo), pode aumentar a toxicidade desse composto (EPA, 2014a).

Outro grupo de compostos orgânicos de grande interesse entre os poluentes orgânicos envolve os Hidrocarbonetos Poliaromáticos (HPAs). Os HPAs foram uma das primeiras espécies atmosféricas identificadas como sendo carcinogênicas. Os HPAs consistem em dois ou mais anéis benzeno fusionados em arranjo linear, angular ou de fragmentação e, possuem, por definição, apenas átomos de carbono e hidrogênio em suas moléculas (SEINFELD; PANDIS, 2006).

Os hidrocarbonetos poliaromáticos estão presentes no ambiente a partir de fontes naturais, como erupções vulcânicas e incêndios florestais (CORDEIRO, 2006) e antropogênicas, principalmente relacionadas a veículos, movidos a diesel e gasolina e aos diferentes processos industriais (MOTELAY-MASSEI et al., 2007). Nas cidades os lançamentos por veículos movidos a gasolina recebem destaque, visto que sua combustão contribui com cerca de 10 vezes mais de concentração de HPAs que o Diesel (DEVOS et al., 2006).

Os HPAs são formados pela combustão incompleta de outros hidrocarbonetos, processo que consome hidrogênio no lugar de carbono, sendo também encontrados em abundância na atmosfera e solos a partir de fontes que incluem escapamento de motores, fumaça de fogão a lenha e fumaça de cigarro. Alcatrões de carvão e resíduos de petróleo, como o asfalto, possuem altos níveis de HPAs. O benzo(a)pireno é o HPA mais estudado por sua elevada carcinogenicidade, sendo precursor de metabólitos que causam câncer. A estrutura do benzo(a)pireno é caracterizada por anéis condensados formando uma espécie de mosaico (MANAHAN, 2001).

A distribuição dos HPAs no ambiente depende muito do peso molecular. Espécies mais leves são encontradas em fase gasosa, já as de maior peso molecular encontram-se na forma particulada, estando associadas ao material particulado existente no ar, principalmente os que variam de tamanho entre 2,5 e 10 µm (WU et al., 2014). Os efeitos dos HPAs podem ser amplos, já que os mesmos podem ser detectados em atmosferas distantes das fontes de emissão e por serem esses compostos capazes de permanecer no ambiente por longos períodos (FINLAYSON-PITTS; PITTS Jr., 2000).

A Agência Americana de Proteção Ambiental – EPA (Environmental Protection Agency) listou 16 destes HPAs como prioritários, sendo eles representados pelo: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoreteno, pireno, benzo[a]pireno,

benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo[a,h]antraceno, criseno e indeno[1,2,3-cd]pireno (EPA, 2008).

Os HPAs são compostos altamente hidrofóbicos, sendo lipossolúveis e de difícil eliminação do corpo, tendo em vista que os fluidos celulares e sangue são compostos principalmente por água. Tal característica permite também que os HPAs se liguem facilmente ao DNA, interferindo nos processos de transcrição, consequentemente replicação, conferindo-lhes poder mutagênico e carcinogênico (VALLERO, 2008).

Outras espécies orgânicas típicas de atmosferas poluídas que também apresentam capacidade carcinogênica e mutagênica são as bifenilaspolicloradas (PCBs), as quais apresentam alta toxicidade e persistência no ambiente. As PCBs são emitidas por meio de aterros sanitários, leitos de secagem de iodo, transformadores e incineradores (CETIN et al., 2007). Altas concentrações de PCBs também podem ser detectadas em locais onde atuam indústrias siderúrgicas (LI et al., 2011). O aquecimento de PCBs na presença de oxigênio pode resultar na produção de furanos, substâncias muito parecidas às dioxinas, subprodutos da produção de herbicidas (BAIRD; CANN, 2011).

Tintas de impressão, pesticidas, fluidos hidráulicos e lubrificantes também resultam na liberação de PCBs para o ambiente. Processos de transporte e deposição atmosférica transferem esses poluentes da atmosfera para corpos hídricos causando sérios impactos (ZHANG et al., 2013). A persistência na atmosfera pode variar de poucos dias até longos períodos, com valores entre 3 e 1700 dias (SEINFELD; PANDIS, 2006).

Os PCBs apresentam alta estabilidade química, térmica e biológica; baixa pressão de vapor e constantes dielétricas elevadas, conferindo-lhes alta estabilidade, o que estimula sua elevada utilização, consequentemente, culminando em ampla dispersão e acumulação no ambiente (MANAHAN, 2001). Os PCBs podem se acumular nos tecidos gordurosos de humanos e animais, promovem a desregulação hormonal no organismo (CROES, 2011).

Os níveis de PCBs variam de acordo com as condições meteorológicas. Baixas concentrações podem ser encontradas durante o verão e uma poluição mais grave pode observada durante o inverno. Devido aos seus efeitos negativos à saúde e ao ambiente o uso de PCBs foi proibido em muitos países (BAIRD; CANN, 2011; ZHANG et al., 2013).

3.2.3 *Material Particulado (PM)*

Os poluentes atmosféricos na forma de materiais particulados são classificados, considerando o tamanho das suas partículas em fumaça, névoa, vapor, poeiras ou *spray* com

diâmetros entre 0,01 μm (fumaça) a mais de 100 μm (*sprays*). Os gases são comparativamente bem menores, com tamanhos entre 0,0001 μm e 0,001 μm (VESILIND; MORGAN, 2011).

O material particulado (PM) é uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos, formados por sólidos muito finos em suspensão no ar. Quando originados de partículas de solo ou areia, são mencionados como poeiras. As emissões naturais incluem cinzas vulcânicas, partículas levadas pelo vento (incluindo solo e areia), partículas geradas por incêndios florestais, partículas de sal marinho e grãos de pólen. As fontes antrópicas envolvem as indústrias de geração de energia, outras atividades industriais, veículos automotores que fazem uso de combustíveis fósseis (principalmente aqueles movidos a Diesel), além das atividades comerciais e residenciais (VIEIRA, 2009). As fábricas de cerâmicas também são importantes fontes de geração de material particulado (RODRÍGUEZ et al., 2004).

O PM pode ser gerado também como poluente secundário, resultado de reações químicas na atmosfera de dióxido de enxofre e de nitrogênio que formam nitratos e sulfatos (ENGEL-COX et al., 2013). Sais de amônio também são encontrados em partículas presentes no ar (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000).

Detalhadamente, o material particulado presente no ar pode ser classificado considerando o tamanho aerodinâmico das partículas. Aquelas com tamanho menor que 10 μm são denominadas PM_{10} e o $\text{PM}_{2,5}$ contempla as partículas menores que 2,5 μm . O PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ são considerados partículas inaláveis, sendo o $\text{PM}_{2,5}$, de menor tamanho, as partículas inaláveis finas (MARTINELLI; OLIVIERI; GIRELLI, 2013). As Partículas Totais em Suspensão (PTS) englobam as partículas presentes na atmosfera com tamanho entre 40-50 μm , sendo também um parâmetro importante utilizado em estudos de monitoramento da qualidade do ar (SEINFELD; PANDIS, 2006).

As partículas maiores que o PM_{10} resultam de processos como erosão provocado pelo vento e se depositam próximo às suas fontes de emissão. O PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ permanecem no ar por períodos longos devido à lenta deposição. O $\text{PM}_{2,5}$, geralmente, está relacionado às emissões automotivas (sulfatos, nitratos secundários e compostos orgânicos metálicos solidificados lançados pelo escapamento). Os veículos movidos a Diesel são as maiores fontes de emissão nas cidades, podendo o PM ser observado como uma fumaça preta característica formada durante a combustão em deficiência de oxigênio. A fumaça emitida também pode ser branca, cinza ou azulada, fruto da condensação de hidrocarbonetos. Automóveis movidos a gasolina também podem gerar particulado, causado pela combustão incompleta do óleo lubrificante e do uso de aditivos no combustível (VIEIRA, 2009).

O material particulado pode está associado a uma grande variedade de substâncias orgânicas, inorgânicas, além de elementos radioativos, participando de diversas reações. O PM atmosférico causa inúmeros efeitos, o principal é a redução e distorção da visibilidade, provocado pela absorção da luz solar. Além disso, fornecem superfícies ativas sobre as quais reações químicas heterogêneas acontecem, e agem como corpos de nucleação para condensação do vapor de água, exercendo assim influência significativa sobre fenômenos meteorológicos e de poluição do ar (MANAHAN, 2001).

O tempo de permanência no ar pode está associado ao tamanho das partículas e seus efeitos podem ser amplamente ampliados, tendo em vista que as partículas podem ser transportadas por longas distâncias, impactando em escalas local, regional ou até global. As formas de deposição do PM envolvem basicamente a deposição seca (por ação da gravidade) ou úmida, misturando-se às nuvens ou por eventos de precipitação, sendo, portanto influenciadas por eventos meteorológicos (MAGALHÃES, 2005).

O PM pode causa sérios riscos à saúde das pessoas. As partículas maiores ficam retidas na cavidade nasal e na faringe, já as menores (como $PM_{2,5}$) podem atingir os pulmões e até o alvéolos, sendo portanto, mais perigosas. Em geral, o principal efeito que esses poluentes causam está associado a doenças do sistema respiratório (LEUNG et al., 2014). Entretanto, por estarem associadas a muitas substâncias tóxicas e radioativas, as consequências de exposição podem ser bem mais amplas (FLAGAN; SEINFELD, 1988).

Exposições ao PM estão associadas ao aumento de internações hospitalares relacionadas a problemas respiratórios, provocando asma, doenças pulmonar obstrutiva crônica, pneumonias, doenças cardiovasculares (principalmente infarto do miocárdio, insuficiência e arritmia cardíaca), doenças cerebrovasculares, entre outras (CONTI et al., 2015). Os efeitos podem ter consequências congênitas, causando nascimentos prematuros e baixo peso em recém-nascidos. Além disso, as exposições estão associadas a mortes fetais e infantis, diabetes e problemas no desenvolvimento pulmonar de crianças (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Para estudos de monitoramento da qualidade do ar, o PM pode ser dividido em duas categorias: fumaça negra e *black carbon*, associados principalmente a partículas oriundas de escapamento veicular.

A fumaça negra é uma porção do material particulado associada às emissões veiculares, sobretudo aqueles movidos a diesel. Em geral, são partículas muito finas formadas pela queima incompleta do combustível, ou seja, quando a quantidade de oxigênio não é suficiente para completar o processo de combustão, portanto presentes em atmosferas

tipicamente urbanas (VIEIRA, 2009). Em termos, a fumaça negra referem-se às partículas mais escuras presentes no PM (HEAL; QUINCEY, 2012), as quais são responsáveis por absorção da luz (QUINCEY, 2007).

Esse parâmetro começou a ser utilizado em toda a Europa como medida alternativa ao PM₁₀ e PM_{2,5} sendo utilizado em muitos países por longos períodos (QUINCEY et al., 2011), incluindo o Brasil. Por serem partículas finas penetram profundamente no trato respiratório ocasionando muitos problemas respiratórios, (HODGSON et al., 2009). Mortalidade por problemas cardiovasculares e respiratórios podem também ser relacionados às concentrações de fumaça negra (BEVERLAND et al., 2012).

O *black carbon* (BC) é a porção correspondente ao carbono elementar do material particulado. BC são partículas muito finas resultantes da queima incompleta da matéria orgânica, principalmente combustíveis fósseis de emissões veiculares a Diesel (TAHA et al., 2007), possuindo tempo de vida atmosférico longo (ZHANG et al., 2015).

O *black carbon* representa a parte do PM com maior capacidade de absorção da radiação de maior energia (curto comprimento de onda) influenciado o balanço radioativo do planeta. O BC tem um efeito complexo sobre o clima, dispersando uma porção da energia solar para o espaço, o que leva a uma redução da radiação que atinge a superfície, resultando no aumento da radiação refletida (força radioativa negativa), embora, uma parte absorvida intensamente, pelo feixe difuso, aumente a temperatura. Esse processo fica acentuado quando o BC se encontra acima das nuvens (SEINFELD; PANDIS 2006).

O BC pode estar associado a muitos elementos traços e ter efeitos diversos. Muitos estudos tem verificado a influência dessa porção do material particulado para o ambiente e os potenciais riscos para a saúde (YANG; GUILIN; ZHIFANG, 2014; COSTABILI et al., 2015; BOURDON et al., 2013).

3.2.4 Metais pesados

Muitos metais estão presentes na atmosfera fruto de ações antrópicas, principalmente indústrias e decorrente do uso veicular. Compostos metálicos são comumente encontrados em associação ao material particulado. Metais traços também são verificados na forma de óxidos comuns, conforme a Tabela 1 (SEINFELD; PANDIS, 2006):

Tabela 1- Metais traços e suas formas óxidas encontradas no ambiente.

Elemento	Forma óxida
Al	Al_2O_3 - Óxido de alumínio
Ca	CaO - Óxido de cálcio
Fe	Fe_2O_3 - Óxido de ferro III
Si	SiO_2 - Óxido de silício
Mg	MgO - Óxido de magnésio
Pb	PbO - Óxido de chumbo II
Na	Na_2O - Óxido de sódio
K	K_2O - Óxido de potássio

Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis (2006).

Os metais são perigosos, acumulando-se no ambiente e exercendo sua toxicidade. Em geral são elementos densos depositando-se em solos e sedimento. Também podem ser transportados por vias aéreas, muitas vezes adsorvidos no material particulado (BAIRD; CANN, 2011).

Diversos metais podem ser encontrados na atmosfera, tais como: ferro (Fe), cálcio (Ca), cromo (Cr), potássio (K), manganês (Mn), chumbo (Pb), sódio (Na), cobre (Cu), mercúrio (Hg), alumínio (Al), zinco (Zn), cádmio (Cd), níquel (Ni), silício (Si), entre outros (FLAGRAN; SEINFELD, 1988, SOLTANI et al., 2015). Muitos deles têm recebido preocupação especial devido aos seus efeitos na saúde humana e para o ambiente: arsênio (As), selênio (Se), Vanádio (V) Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni e Zn. Tais elementos estão presentes em várias formas no ambiente, onde as orgânicas podem ser prontamente absorvidas pela biota e se acumularem na cadeia alimentar, tornando-se um risco a saúde (DORE et al., 2014).

Os metais, como elementos livres condensados, não são propriamente tóxicos, sendo perigosos quando nas formas catiônicas e ligados a curtas cadeias de átomos de carbono. Em geral, formam complexos com vários ligantes, influenciando funções biológicas, podendo afetar o desenvolvimento e funcionamento de muitos tecidos no organismo (MAGALHÃES, 2005). O chumbo, por exemplo, é tóxico e gera efeitos agudos e crônicos na saúde humana, causando danos neurológicos, cardiovascular, renal, gastrointestinal, hematológico e reprodutivo. O cádmio causa danos nos rins e ossos, além de ser cancerígeno por inalação. O mercúrio pode danificar o fígado, os rins e o sistema digestivo e respiratório, além de danos neurológicos (DORE et al., 2014).

3.3 Efeitos da poluição atmosférica na saúde

Considerando os vários tipos de poluentes atmosféricos que existem são observados diversos efeitos a saúde, desde irritações até problemas mais sérios como cânceres, infartos, podendo levar ao óbito. Vários estudos têm sido realizados na procura de entender melhor a dinâmica de exposição dos organismos a esses compostos e os efeitos maléficos à saúde das pessoas (GARRIDO; JIMÉNEZ-GUERRERO; RATOLA, 2014; MASIOL et al., 2014; OAKES; BAXTER; LONG, 2014; PUI; CHEN; ZUO, 2014).

A maior parte dos poluentes atmosféricos não leva a doenças específicas, dependendo do poluente, da concentração e do tempo de exposição, algumas partes do organismo são mais afetadas que outras. Os distúrbios mais comuns são causados por gases irritantes e partículas, em mucosas e sistema respiratório: inflamações nos olhos, nariz e garganta, diminuição da função respiratória, infecções respiratórias e bronquite crônica. Entretanto, todos os distúrbios são afetados por fatores como deficiência imunológica, alergias, exposições ocupacionais (como o fumo). A maior sensibilidade de doentes, idosos e crianças, também podem influenciar. Dessa forma, os efeitos são multifatoriais (WANNER, 1990).

A EPA (*Environmental Protection Agency*), Agência de Proteção Ambiental Americana, estabeleceu os seis principais poluentes de interesse que causam efeitos conhecidos na saúde das pessoas: CO, SO₂, material particulado (PM₁₀ e PM_{2,5}), os NO_x, O₃ e Pb, somando-se a esses, os compostos orgânicos (VIEIRA, 2009). A Tabela 2 mostra os principais efeitos de poluentes atmosféricos de interesse:

Tabela 2 - Poluentes atmosféricos de interesse, fontes de emissão e efeitos na saúde.

Poluente	Fonte de emissão	Efeitos a saúde
Monóxido de carbono (CO)	Combustão incompleta de combustíveis fósseis	Reduz a capacidade de troca do oxigênio e o monóxido de carbono no sangue.
Dióxido de enxofre (SO ₂)	Queima de combustíveis fósseis que contêm enxofre; atividade industrial; refino de petróleo	Irritação pulmonar; problemas respiratórios.
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	Combustão de combustíveis a altas temperaturas	Irritação pulmonar; aumenta a suscetibilidade a viroses.
Ozônio troposférico (O ₃)	Produto das reações fotoquímicas de NO _x e VOCs na presença de luz solar	Irritação nas mucosas
Material particulado (PM ₁₀ , PM _{2,5} e PTS)	Produtos da combustão incompleta de combustível; atividade industrial	Irritantes das mucosas; aumenta os problemas respiratórios; efeitos pulmonares; carcinogênicos.
Chumbo (Pb)	Aditivos em combustíveis; atividade industrial	Afeta os sistemas circulatório; reprodutivo e nervoso.
Compostos orgânicos voláteis (COVs)	Combustão de derivados de petróleo e emissões fugitivas de combustíveis	Irritação ocular; intoxicação; carcinogênico.

Fonte: Adaptado de Vieira (2009).

O aumento das concentrações de poluentes atmosféricos e os impactos na saúde das pessoas têm levado a uma elevação no quadro de mortes nas grandes cidades. Com isso, observa-se que a poluição atmosférica está relacionada com a diminuição da expectativa de vida. Torna-se muito importante a implementação de políticas públicas e iniciativas a fim de conter o avanço dos impactos, melhorando a saúde de vida das pessoas (VORMITTAG et al., 2013).

3.4 Políticas e ações para controle da poluição atmosférica

Diante do cenário de crescente aumento das emissões de poluentes atmosféricos e os impactos sobre o meio ambiente e à saúde de animais e das pessoas, a adoção de políticas e ações para conter e diminuir os riscos à exposição dos compostos tornou-se necessário. Com isso muitas substâncias tiveram seu uso proibido e padrões, limites e programas foram estabelecidos para melhorar a qualidade do ar no Brasil e em todo o mundo.

3.4.1 Principais ações realizadas no mundo

Após a descoberta do buraco na camada de ozônio e verificação dos impactos, o uso dos CFCs (um dos principais responsáveis pela destruição do ozônio estratosférico) em muitos produtos foi banido em função disso na América do Norte e países escandinavos (BAIRD; CANN, 2011).

A EPA estabeleceu controles para emissões de fontes industriais e comerciais para substâncias tóxicas que cobrem mais de 80 categorias, incluindo indústrias químicas, refinarias de petróleo, siderurgias, bem como categorias de fontes menores. O objetivo foi reduzir as emissões anuais de gases tóxicos do ar. Foi realizado também um controle para carros e caminhões, a fim de reduzir, principalmente, os níveis de benzeno, tolueno e outros gases tóxicos a partir de fontes móveis, exigindo o uso de gasolina reformulada e estabelecendo limites para os gases de escape (EPA, 2012).

Em 1970 o congresso americano criou a EPA estabeleceu o *Clean Air Act* (Lei do ar limpo), com o intuito de diminuir a emissões de poluentes. A partir de então foram selecionados seis gases principais e estabelecidos os padrões nacionais americanos de qualidade do ar (*National Ambient Air Quality Standards*) e os seus limites primários, visando proteção a saúde pública, incluindo as populações sensíveis, como asmáticos, crianças e idosos. Também foram definidos padrões secundários para proteção do bem estar público, incluindo a proteção contra a diminuição da visibilidade e danos aos animais, plantações, vegetações e edifícios (EPA, 2014b).

Os padrões estabelecidos pela EPA são referências para todo o mundo. Os valores estão listados no Quadro 1.

Quadro 1 - Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela EPA.

Poluente		Tempo médio	Padrão Primário	Padrão Secundário	Observação
CO		8 horas	9 ppm	35 ppm	Não exceder mais de uma vez por ano
		1 hora			
Pb		Média trimestral	0,15 µg/m ³	0,15 µg/m ³	Não exceder
NO ₂		1 hora	100 ppb	-	98% da concentração máxima de 1 hora, média tri anual
		Anual	53 ppb	53 ppb	
O ₃		8 horas	0,075 ppm	0,075 ppm	Quarta maior concentração máxima de 8 horas diárias em um ano em 3 anos
PM	PM _{2,5}	24 horas	35 µg/m ³	35 µg/m ³	Média anual em 3 anos
		Anual	12 µg/m ³	15 µg/m ³	98% da média em 3 anos
	PM ₁₀	24 horas	150 µg/m ³	150 µg/m ³	Não exceder mais de uma vez por ano em 3 anos
SO ₂		1 hora	75 ppb	-	99% da concentração máxima diária em 1 hora em 3 anos
		3 horas	-	0,5 ppm	Não exceder mais de uma vez por ano

Fonte: Adaptado de EPA (2014b).

A União Europeia, sendo uma referência para as questões ambientais, também tem realizado ações para a melhoria da qualidade do ar. Para isso foi introduzida uma diretiva para avaliação dos impactos, reforços nas legislações relacionadas às emissões veiculares, composição dos combustíveis. Assim são promovidas boas práticas de transporte sustentável e desenvolvimentos de novas tecnologias que visem a redução das emissões e melhoria da qualidade do ar (EC, 2004).

A gestão de qualidade do ar da União Europeia começou em 1980 definindo valores limites de qualidade do ar e valores guia para o SO₂ e partículas em suspensão. Mais tarde diretivas fixaram os valores para Pb, NO₂ e O₃, relativamente tardio em relação a

legislação americana (WHO, 2000). O Quadro 2 lista os padrões estabelecidos pela comunidade europeia.

Quadro 2- Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela comunidade europeia.

Poluente	Valor limite	Valor alvo	Tempo médio	Ultrapassagens permitidas	Tolerância
CO	10 mg/m ³	120 µg/m ³	8 horas	-	60%
Pb	0,5 µg/m ³	-	anual	-	100%
NO ₂	200 µg/m ³	-	1 hora	18	50% (1999) 0% (2010)
	40 µg/m ³	-	anual	-	50% (1999) 0% (2010)
O ₃	-	120 µg/m ³	Média máxima 8 h diárias	-	5 mg/m ³ (100%) (2000) 0% (2010)
		18.000 µg/m ³ .h	Maio a julho em 5 anos		
PM _{2,5}	25 µg/m ³	25 µg/m ³	anual	-	20% (2008) 0% (2015)
PM ₁₀	50 µg/m ³	-	24 horas	35	50%
	40 µg/m ³	-	anual	-	20%
SO ₂	350 µg/m ³	-	1 hora	24	150 µg/m ³ (43%)
	125 µg/m ³	-	24 horas	3	-

Fonte: Adaptado de EC (2015).

Os valores limites estabelecidos na legislação da comunidade europeia são importantes no contexto do planejamento da qualidade do ar, visto que deflagram a exigência de elaboração de um plano de gestão da qualidade do ar e fornecem a qualidade do ar que se objetiva com este plano, desempenhando um papel importante na determinação da intensidade da vigilância que deve ser realizada (WHO, 2000).

3.4.2 Principais ações realizadas no Brasil

Considerando as necessidades de controle da poluição atmosférica em todo o mundo, o Brasil também tem realizado por meio de leis, normas e programas medidas que

visem a melhoria da qualidade do ar. Uma das primeiras ações foi realizada por meio do Decreto de Lei nº 1.413/1975, que objetivava o controle da poluição do meio ambiente por atividades industriais, para o interesse do bem estar, segurança e saúde das pessoas (BRASIL, 1975).

No ano de 1980, por meio da Lei nº 6.803, foram estabelecidas as diretrizes básicas para o zoneamento industrial para áreas de poluição, devendo cumprir as exigências do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis) para atividades, entre outras, que emitam gases e vapores (BRASIL, 1980).

Por meio da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 18/1986 foi instituído o PROCONVE (Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores), visando reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores. Foram estabelecidos prazos e padrões para emissões por veículos ciclo Otto e Diesel para CO, hidrocarbonetos, NOx e fuligem (BRASIL, 1986).

O CONAMA, por meio da Resolução nº 05/1989, considerando o rápido crescimento urbano e industrial, bem como da frota veicular e, conseqüentemente o aumento da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas, criou o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), na busca de estabelecer estratégias para controlar e recuperar a qualidade do ar, reduzindo seus efeitos negativos na sociedade, economia e do ambiente.

O programa objetivou limitar, em nível nacional, os lançamentos de poluentes prioritários por meio do estabelecimento de padrões de qualidade, permitindo o desenvolvimento econômico e social de forma sustentável. Em tempo, foram estimadas metas de curto, médio e longo prazo para definições de padrões de qualidade, além da criação da Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar, objetivando conhecer e acompanhar os níveis de poluição no país. O PRONAR tem como instrumentos: o PROCONVE, o PRONACOP (Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial) o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar, o Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e os Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (BRASIL, 1989).

A partir do PRONAR foram estabelecidas metas para veículos leves (L-1 a L-5, com prazos de 1988 a 2013) e pesados (P-1 a P-6, com prazos de 1990 a 2011). Para isso o CONAMA estabeleceu uma série de resoluções visando uma melhor orientação para o cumprimento do proposto (BRASIL, 2014).

A Resolução nº 003/1990 do CONAMA fixou padrões de qualidade do ar previstos pelo PRONAR, inspirados nos padrões preconizados pela EPA e União Europeia (BRASIL, 1990a). Os parâmetros e valores estão dispostos no Quadro 3.

Quadro 3- Padrões de qualidade do ar em vigência no Brasil (CONAMA 003/1990).

Poluente	Padrão primário	Padrão secundário	Tempo médio	Ultrapassagens permitidas
CO	40.000 µg/m ³ (35 ppm)	O mesmo do padrão primário	1 hora	1
	10.000 µg/m ³ (9 ppm)		Anual	
NO ₂	320 µg/m ³	190 µg/m ³	1 hora	-
	100 µg/m ³	100 µg/m ³	Anual	
O ₃	160 µg/m ³	O mesmo do padrão primário	1 hora	1
PM ₁₀	150 µg/m ³	O mesmo do padrão primário	24 horas	1
	50 µg/m ³		Anual	-
PTS	240 µg/m ³	150 µg/m ³	24 horas	1
	80 µg/m ³	60 µg/m ³	Anual	-
Fumaça	150 µg/m ³	100 µg/m ³	24 horas	1
	60 µg/m ³	40 µg/m ³	Anual	-
SO ₂	365 µg/m ³	100 µg/m ³	24 horas	1
	80 µg/m ³	40 µg/m ³	Anual	-

Fonte: Brasil (1990a).

Fontes fixas de poluição também tiveram seus padrões de lançamentos estabelecidos pela CONAMA 008/1990, posteriormente atualizados pela CONAMA 382/2006 (BRASIL, 1990b; 2006).

O Estado de São Paulo apresenta a melhor legislação para a qualidade do ar no Brasil. Foram estabelecidos vários decretos e resoluções visando melhorias na qualidade do ar. Em contraponto à legislação nacional, que já possui 24 anos, portanto, muito antiga, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), atualizou os limites, considerando os novos valores guia publicados pela OMS (Organização Mundial da Saúde) em 2005, por meio do Decreto Estadual nº 59113/2013 (Quadro4), sendo, portanto, a legislação mais atualizada do país (SÃO PAULO, 2014).

Quadro 4- Padrões da qualidade do ar no Estado de São Paulo (CETESB).

Poluente	MI1^a	MI2^b	MI3^c	PF^d	Tempo médio
CO	-	-	-	9 ppm	8 horas
Pb	-	-	-	0,5 µg/m ³	Anual
NO ₂	260 µg/m ³	240 µg/m ³	220 µg/m ³	200 µg/m ³	1 hora
	60 µg/m ³	50 µg/m ³	45 µg/m ³	40 µg/m ³	Anual
O ₃	140 µg/m ³	130 µg/m ³	120 µg/m ³	100 µg/m ³	8 horas
PM _{2,5}	60 µg/m ³	50 µg/m ³	37 µg/m ³	25 µg/m ³	24 horas
	20 µg/m ³	17 µg/m ³	15 µg/m ³	10 µg/m ³	Anual
PM ₁₀	120 µg/m ³	100 µg/m ³	75 µg/m ³	50 µg/m ³	24 horas
	40 µg/m ³	35 µg/m ³	30 µg/m ³	20 µg/m ³	Anual
PTS*	-	-	-	240 µg/m ³	24 horas
	-	-	-	80 µg/m ³	Anual
Fumaça*	120 µg/m ³	100 µg/m ³	75 µg/m ³	50 µg/m ³	24 horas
	40 µg/m ³	35 µg/m ³	30 µg/m ³	20 µg/m ³	Anual
SO ₂	60 µg/m ³	40 µg/m ³	30 µg/m ³	20 µg/m ³	24 horas
	40 µg/m ³	30 µg/m ³	20 µg/m ³	-	Anual

a: valores que devem ser respeitados a partir de 24 de abril de 2013.

b: valores que devem ser respeitados a partir do vencimento do prazo correspondente a etapa MI1, a ser definido após avaliação técnica dos resultados desta etapa.

c: valores que devem ser respeitados a partir do vencimento do prazo correspondente a etapa MI2.

d: valores finais que devem ser respeitados a partir do vencimento dos prazos dos valores intermediários.

*Fumaça e PTS, parâmetros anteriormente utilizados, atualmente, são parâmetros auxiliares, usados apenas em situações específicas, a critério da CETESB.

Fonte: São Paulo (2013).

Diferentemente da Resolução CONAMA 03/90, os parâmetros para material particulado, consideram as partículas PM_{2,5}, extinguindo-se os valores de PTS e fumaça. O decreto também estipulou metas intermediárias a serem cumpridas (MI1, MI2 e MI3) até chegarem aos padrões finais (PF), além disso, são classificados níveis de alerta, atenção e emergência, índices de qualidade do ar (de bom a péssimo) e seus efeitos na saúde (SÃO PAULO, 2013). Esses índices estão apresentados nos Anexos I, II e III desta dissertação.

3.5 Amostradores para estudos de qualidade do ar

Existem diversos aparelhos para amostragens de compostos poluentes existentes no ar, os quais basicamente, em sua maioria, são dotados de bombas a vácuo que realizam a captação de certo volume de ar. Esses equipamentos podem coletar pequenos ou grandes volumes, dependendo da necessidade e objetivo do estudo, bem como da metodologia regulamentada que está sendo utilizada como referência.

A legislação brasileira, por meio da Resolução CONAMA 003/1990 estabelece os método e os equivalentes para a amostragem de poluentes atmosféricos, bem como o tipo de amostrador a ser utilizado conforme Tabela 3.

Tabela 3- Poluentes atmosféricos e metodologias estabelecidas pela legislação brasileira.

Poluente	Método de amostragem e análise do poluente
PTS	Método de Amostrador de Grandes Volumes ou Método Equivalente
PM ₁₀	Método de Separação Inercial/Filtração ou Método Equivalente
Fumaça	Método da Refletância ou Método Equivalente
SO ₂	Método de Parrarosanilina ou Método Equivalente
NO ₂	Método da Quimioluminescência ou Método Equivalente.
CO	Método do Infra-Vermelho não Dispersivo ou Método Equivalente
O ₃	Método da Quimioluminescência ou Método Equivalente

Fonte: BRASIL (1990a).

Os Amostradores de Grande Volume (AGV do inglês Hivol) utilizados para coletas de material particulado em suspensão no ar é o mais indicado e é tido como referência pela legislação vigente no país, tendo, portanto, sua utilização em conformidade com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), bem como aprova da EPA (RFPS-0706-162). Esse tipo de amostragem consiste em um processo não destrutivo, onde o tamanho da amostra coletada é apropriado para análise química posterior (ABNT, 1997).

Nos amostradores de grande volume o ar é succionado por meio da área perimetral do equipamento, considerando a vazão estabelecida o ar flui com uma determinada velocidade. Essa velocidade, juntamente com a geometria da entrada do amostrador, determinará a seleção das partículas, visto que as maiores terão velocidades de sedimentação mais rápidas do que a velocidade de captura do equipamento (FRONDIZI, 2008).

Análises de fumaça, em conformidade com a CONAMA 03/1990, podem ser realizadas utilizando um Amostrador de Pequeno Volume para esse grupo de material particulado, que, a uma vazão específica capta o ar por meio de um funil de captação para a retenção de partículas de fumaça em um filtro específico (DIAS, 2012a).

Após o período amostral a parte enegrecida do filtro, onde ficam retidas as partículas de fumaça, é medida por um sensor de um refletômetro. Esse aparelho é capaz de medir a reflexão da luz que incide sobre o filtro, quanto mais negro, menor será a refletância e, conseqüentemente, maior a concentração de fumaça. A partir dessas medições também são calculadas as concentrações de *black carbon* (FRONDIZI, 2008).

As amostragens que objetivam o estudo de gases poluentes apresentam metodologias semelhantes, quando se trata dos procedimentos de coleta e algumas técnicas analíticas laboratoriais. As metodologias consolidadas utilizam basicamente uma solução absorvedora, onde sua composição varia de acordo com o poluente que se pretende determinar, na qual é borbulhada certa quantidade de ar para absorção do gás a ser analisado. Para isso, existem equipamentos dotados de uma bomba para o bombeamento do ar para a solução a vazões específicas. Os amostradores existentes, sendo de pequenos volumes, podem analisar um ou até três gases simultaneamente (FRONDIZI, 2008).

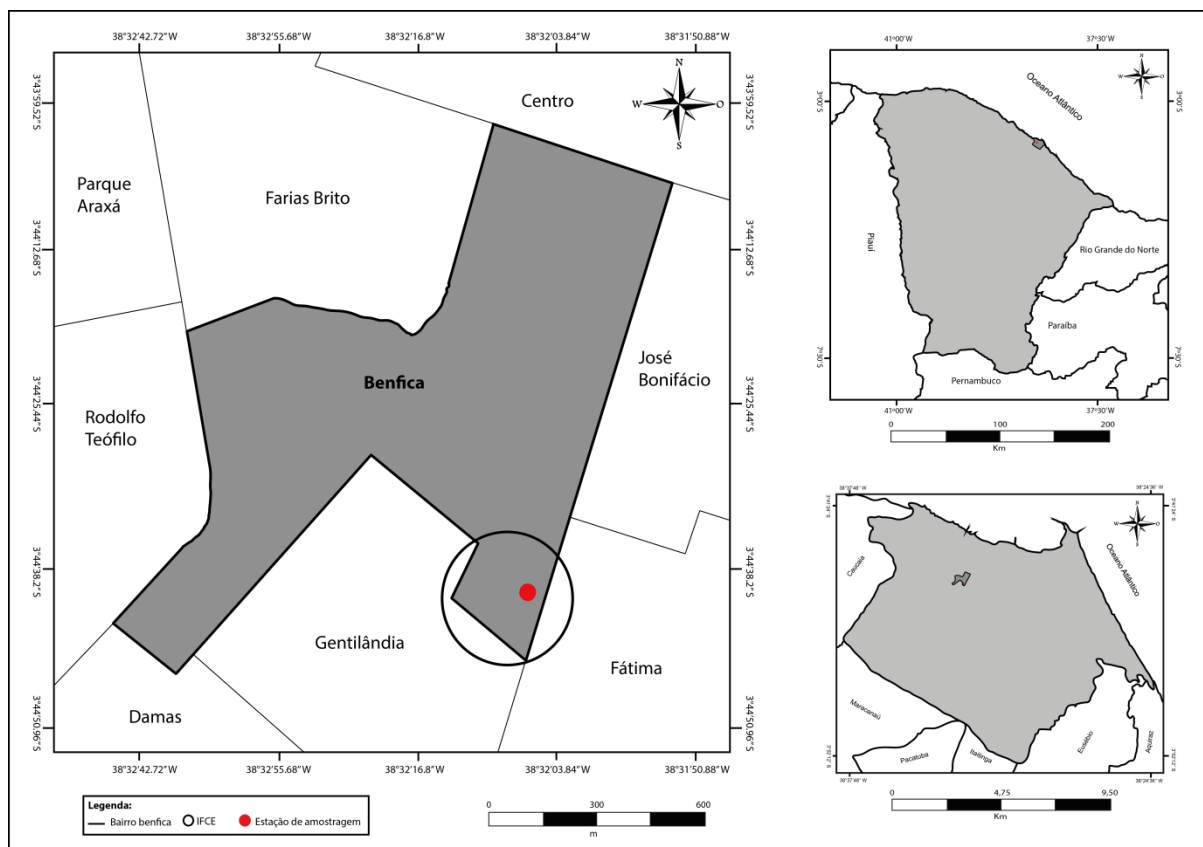
Esses amostradores de gases captam o ar atmosférico, por meio de um funil, de que será borbulhado a vazões específicas conforme as especificações do método adotado, em frascos contendo as soluções absorvedoras. Após o período amostral, as amostras são analisadas em laboratório (DIAS, 2012b).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na área da estação meteorológica e de estudos atmosféricos do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Fortaleza, localizada às margens da Avenida Treze de Maio sob as coordenadas $03^{\circ}44'40''$ S e $38^{\circ}32'07''$ W (Figura 2), mais precisamente no cruzamento com as Avenidas Senador Pompeu e dos Expedicionários.

Figura 2- Localização da área de amostragem.



Fonte: Autor (2015).

O Trecho em questão está situado próximo ao centro comercial da cidade de Fortaleza e é caracterizado pela grande movimentação de pessoas, veículos leves (carros de passeios), utilitários (pick-up, vans e pequenos caminhões, ônibus e micro-ônibus). É uma região de grande adensamento populacional, tendo em seu entorno, residências, estabelecimentos comerciais, colégios, universidades e outras instituições de ensino.

Diariamente, no trecho em estudo, trafegam mais de 43 mil veículos (GONÇALVES, 2015). Cerca de 58 linhas de transporte coletivo trafegam na região, sendo seis destas de transporte alternativo (micro-ônibus), considerando as três avenidas do cruzamento (ETUFOR, 2014).

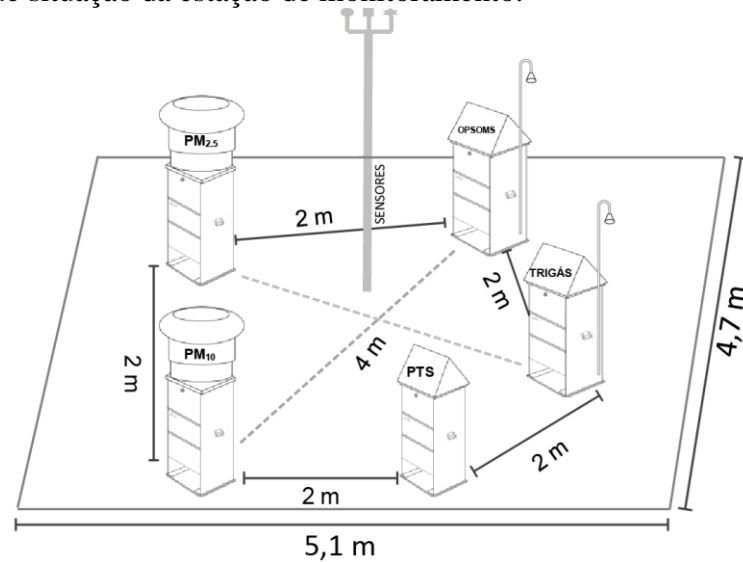
4.2 Procedimentos de amostragem

As amostragens foram realizadas em conformidade com a legislação brasileira vigente, usando como base a Resolução CONAMA 003/1990, sendo feito um monitoramento não contínuo em um período de seis meses, entre abril e outubro de 2014. No Brasil exige-se em torno de cinco coletas mensalmente por local de amostragem para particulados, o que representa cerca da metade determinada pela legislação alemã, por exemplo. Na Alemanha, em relação aos gases, o período de monitoramento é de geralmente um ano, ou pelo menos seis meses quando em estudos com monitoramento não contínuo (FRONDIZI, 2008).

As coletas, 32 na totalidade, apresentaram duração de 24 horas com frequência de seis dias entre elas. Dessa forma o dia de coleta varia obrigatoriamente a cada semana, contemplando todos os dias, tornando as amostragens mais representativas (EPA, 1987). O horário de realização foi de 06:00 h às 06:00 h do dia seguinte. De acordo com a Autarquia Municipal de Trânsito de Fortaleza (AMC) a capital cearense apresenta três picos de maior tráfego: manhã (06:30 - 08:30 h), meio dia (11:30 - 13:30 h) e final da tarde (17:30 - 19:30 h) (PINHEIRO, 2012). Assim, todos os picos do dia ficam abrangidos na mesma amostragem, tendo melhor representatividade.

Os equipamentos foram arranjados considerando as recomendações das distâncias mínima e máxima entre cada um deles, de forma a evitar interferências entre os mesmos, bem como grandes separações que provocassem amostragens e ar diferentes. Para isso as distâncias mínimas de 2 m e máximas de 4 m foram empregadas (Figura 3) (EPA, 1999).

Figura 3- Planta de situação da estação de monitoramento.



Fonte: Autor (2015).

Para os materiais particulados $PM_{2,5}$, PM_{10} e PTS foram utilizados amostradores de grande volume (Hivol HVS 3000) da Ecotech (Figura 4). Cada equipamento apresenta inlets (cabeças) que promovem a seleção das partículas a serem analisadas. Para a retenção das partículas foram usados filtros de fibra de vidro da marca Sartorius Stedim com dimensões de 203 mm de largura e 254 mm de comprimento e 52 g/m² de gramatura.

Figura 4 - Imagens dos amostradores utilizados na pesquisa: a) Hivol com inlet para PM_{10} ; b) inlet para PTS e c) inlet para $PM_{2,5}$.



Fonte: Autor (2015).

A vazão usada nas amostragens foi de 68,7 m³/hora, que se manteve constante durante todo o período de coleta, visto que o equipamento possui sensores de temperatura e pressão ambiente que, automaticamente, mantem a taxa de fluxo. Assim, o volume total amostrado foi automaticamente corrigido considerando as oscilações de temperatura e pressão ao longo do dia. Esse controle de fluxo automático permite que o equipamento funcione no fluxo correto independente da carga do filtro, principalmente no caso do PM_{2,5} e PM₁₀, conforme NBR 13412/1995 e NBR 9547/1997.

As partículas de fumaça foram coletadas utilizando um amostrador de pequeno volume denominado OPSOMS da Empresa Energética (Figura 5). O equipamento opera a uma vazão nominal de aproximadamente 2 L/min durante 24 horas. Apresenta um funil de captação de vidro a 2 m do solo e mangueira de PTFE (politetrafluoroetileno). O equipamento possibilita também realizar a coleta de outro gás simultaneamente.

Figura 5 - Imagens do OPSOMS com detalhamento do equipamento.



Fonte: Autor (2015).

O OPSOMS possui um orifício crítico para regular a vazão, o qual se trata de uma agulha hipodérmica com o calibre ajustado conforme a vazão desejada. A correção do volume amostrado foi feita manualmente, considerando as temperaturas e pressões registradas ao longo do período amostral. As partículas ficam retidas em um filtro de celulose da J Prolab[®], 80 g/m² de gramatura e 5,5 cm de diâmetro (equivalente a um filtro Whatman[®] n° 01), acoplado a um porta filtro em aço inox.

As medições de *black carbon* foram realizadas considerando metodologia específica, utilizando o mesmo filtro de fumaça, tendo em vista que esse parâmetro correspondente ao carbono elementar, equivalente a porção de fumaça ou fuligem muito fina, sendo gerado exclusivamente pela ação humana (FRONDIZI, 2008).

Adicionalmente, para os estudos de qualidade do ar foram analisados ainda três gases inorgânicos: SO_2 , NO_2 e NH_3 . Para tanto se utilizou um amostrador de três gases simultâneos, o sistema Trigás da Energética (Figura 6). O equipamento possui um funil de captação de vidro a 2 m do solo e mangueira de PTFE. O ar flui para um tubo de distribuição (manifold) em inox onde ficam acoplados frascos borbulhadores de vidro com capacidade de 125 ml contendo uma solução absorvedora específica para cada gás a ser analisado. Cada gás é borbuhlado separadamente e, a vazão é controlada por orifícios críticos. O fluxo usado para coletas de 24 horas foi de 0,2 L/min para os três gases e o volume coletado foi corrigido considerando as temperaturas e pressões ao longo do dia.

Figura 6 - Imagens do equipamento Trigás com detalhamento dos frascos amostradores.



Fonte: Autor (2015).

As soluções absorvedoras foram previamente preparadas e conservadas sob refrigeração (4 °C). A composição de cada uma varia conforme a metodologia e o gás analisado. O Trigás possui um poço frio onde fica acoplado um frasco borbuhlador para coleta de SO_2 , necessário para conservação da solução absorvedora a uma temperatura abaixo de 10 °C (FRONDIZI, 2008).

Durante todo o período do monitoramento os equipamentos foram calibrados e verificados a cada série de dez coletas, conforme recomendação dos fabricantes.

A aquisição dos parâmetros meteorológicos de temperatura, umidade relativa, precipitação, pressão, velocidade e direção do vento foi realizada simultaneamente utilizando estação meteorológica da marca Instrutemp modelo ITWH1080. Comparativamente, sensores de precipitação, velocidade e direção do vento foram acoplados aos Hivol para aquisição desses parâmetros (Figura 7).

Figura 7- Sensores para aquisição de dados meteorológicos: a) estação Instrutemp; b) sensor de pluviosidade Hivol; c) sensor de velocidade do vento Hivol; d) sensor de direção do vento Hivol.



Fonte: Autor (2015).

Tais parâmetros são importantes para verificar a dinâmica dos poluentes analisados no ambiente, considerando os fatores que influenciam suas concentrações, distribuição, difusão, dispersão, remoção, reações, bem como conhecer o comportamento climático e efeitos da sazonalidade da região estudada (VIEIRA, 2009).

4.3 Procedimentos analíticos

Para determinação das concentrações de material particulado $PM_{2,5}$, PM_{10} e PTS foram realizadas análises gravimétricas, conforme NBR 13412/1995 e NBR 9547/1997 (ABNT, 1995, 1997). Os filtros foram acondicionados em dessecadora (Figura 11) por um período mínimo de 24 horas antes e depois das amostragens até massa constante após dessecação, para remoção de umidade. A umidade interna foi controlada a no máximo 20%. Os filtros não expostos e os expostos foram separados em dessecadoras distintas para evitar contaminações.

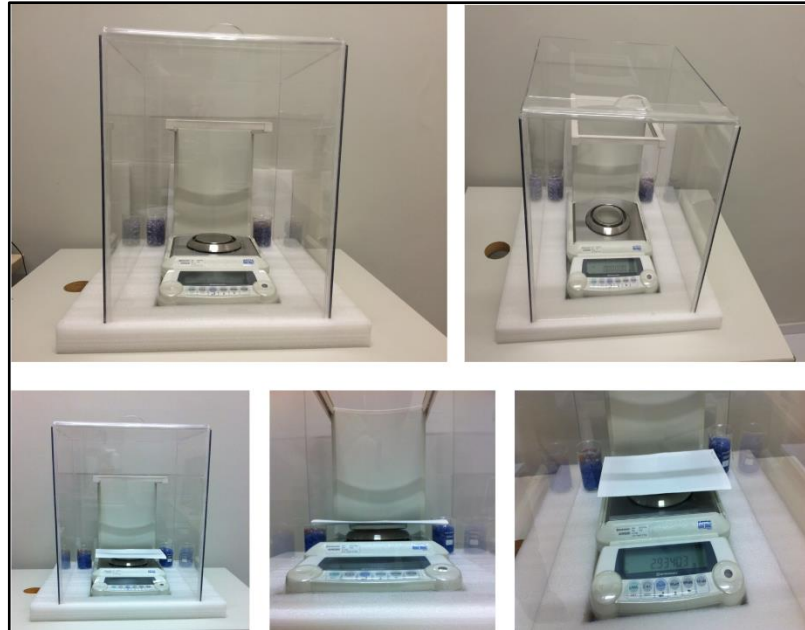
Figura 8 - Imagens da dessecadora e filtros em detalhe.



Fonte: Autor (2015).

Os filtros foram pesados antes e após a coleta e a diferença entre as massas foi usada para cálculo da concentração de particulados. A pesagem foi feita em balança analítica Shimadzu modelo AUW220D com precisão de $\pm 0,01$ mg. A mesma foi adaptada, com a retirada dos vidros laterais e colocação de uma campânula em acrílico foi projetada para abrigar toda a estrutura (Figura 9). Essa mudança foi necessária para possibilitar a pesagem dos filtros usados no Hivol, tendo em vista o tamanho dos mesmos.

Figura 9 - Balança analítica com campânula para pesagem dos filtros.



Fonte: Autor (2015).

As concentrações dos particulados $PM_{2,5}$, PM_{10} e PTS foram calculadas levando em consideração a razão entre a massa de PM e o volume amostrado, conforme Equação 3:

$$C_{PM} (\mu g/m^3) = \frac{m_f - m_i}{V} \times 10^6 \quad (3)$$

Em que: C_{PM} é a concentração do material particulado em $\mu g/m^3$; m_f é a massa final do filtro (g); m_i é a massa inicial do filtro (g); V é o volume amostrado (m^3) e 10^6 é o fator de conversão de gramas para microgramas.

Os valores de particulados do tipo fumaça foram determinados conforme a Norma de Referência NBR 10736/1989 (ABNT, 1989). O princípio do método utiliza a refletância da luz sobre a área enegrecida do filtro, para isso foram selecionados filtros não expostos com valores de refletância de 100%. Após o período de coleta, os filtros foram novamente medidos, dessa forma a diferença entre as medições final e inicial determina a concentração superficial. As medidas foram usando um refletômetro *Smoke Stain Refletometer* da *Diffusion System*, modelo M43 (Figura 10) com lâmpada de tungstênio. A cada utilização o equipamento foi calibrado e as medições feitas após estabilização da lâmpada.

Figura 10 - Refletômetro usado para análise de fumaça e *black carbon*.



Fonte: Autor (2015).

A concentração de fumaça preta foi calculada considerando o índice de obscurecimento (I), calculado pela diferença entre a refletância do filtro não exposto (100%) e refletância do filtro após 24 horas de coleta ($I = 100 - R$), onde R é a refletância do filtro exposto. A partir desse índice, tomando como base valores tabelados (Anexo IV) obtém-se a concentração superficial. A razão da concentração superficial multiplicada pela área exposta e o volume corrigido de ar amostrado determina a concentração de fumaça, conforme a Equação 4:

$$C_{FN} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{(S \times A)}{V} \quad (4)$$

Em que: C_{FN} é a concentração de fumaça negra em $\mu\text{g}/\text{m}^3$; S é a concentração superficial de fumaça em $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; A é a área da mancha no filtro (cm^2) e V é o volume amostrado (m^3).

O *black carbon* foi calculado segundo Ramires (2013), considerando a Equação 5.

$$BC (\mu\text{g}/\text{m}^3) = (81,95 - (71,83 \times \log(R))) + (14,43 \times \log(R)^2) \times \frac{A}{V} \quad (5)$$

Em que: BC é a concentração de *black carbon* em $\mu\text{g}/\text{m}^3$; R é a refletância (%); A é a área da porção enegrecida do filtro (cm^2) e V o volume amostrado (m^3).

As concentrações de fumaça negra e *black carbon*, portanto, aumentam com a diminuição dos valores de refletância medidos. Quanto menor a refletância, mais enegrecido é o filtro e consequentemente maior a concentração de partículas.

Os gases inorgânicos foram analisados conforme metodologias padronizadas, considerando a Resolução CONAMA 003/1990. Em todas as análises utiliza-se uma solução absorvedora onde o ar é borbulhado. Após procedimentos laboratoriais de adição de soluções e do agente colorimétrico, as amostras foram lidas em cubetas de quartzo com capacidade de 3 ml em espectrofotômetro UV-VIS (Evolution 60S da Thermo Scientific).

Após leitura do ensaio em branco e da amostra foram determinadas as concentrações de cada substância considerando as curvas de calibração. Estas foram feitas mensalmente ou com a produção de novas soluções. O desenvolvimento de cor indica a presença do poluente na amostra, SO₂ e NO₂ apresentam coloração rosada e NH₃ azulada.

O SO₂ foi determinado segundo o método da pararrosanilina de acordo com US-EPA EQS-0775-002/1975 (EPA, 1975) e NBR 9546/1986 (ABNT, 1986). O SO₂ foi absorvido em uma solução de tetracloromercurato de potássio. Como resultado dessa reação há a formação de diclorossulfitomercurato, que, por sua vez, reage com a pararrosanilina (agente colorimétrico) e formaldeído, formando ácido metil-pararrosanilina sulfônico com intensa coloração. A absorbância foi medida a 548 nm.

O NO₂ foi determinado com base no método do arsenito de sódio conforme US-EPA – N° EQN-1277-026 (EPA, 1977). Para a análise utilizou-se uma solução absorvedora contendo hidróxido de sódio e arsenito de sódio. A concentração, resultado da reação de NO₂ com ácido fosfórico, sulfanilamida e diidrocloreto N-(1-naftil)-etilenediamina – NEDA (agente colorimétrico) foi verificada medindo-se a absorção do corante azo altamente colorido a 540 nm.

O NH₃ foi estimado pelo método do indofenol. Neste caso a amônia é absorvida em uma solução de ácido sulfúrico, gerando sulfato de amônia, que é analisado colorimetricamente por reação com fenol e hipoclorito de sódio, gerando indofenol, o agente colorimétrico, sendo a reação catalisada pela adição de nitroprussiato de sódio (APHA, 1989). A absorbância foi medida a 639 nm.

4.4 Compilação e análise dos resultados

Os dados foram compilados e as concentrações calculadas conformes as metodologias descritas. Os resultados obtidos foram analisados e os valores comparados com

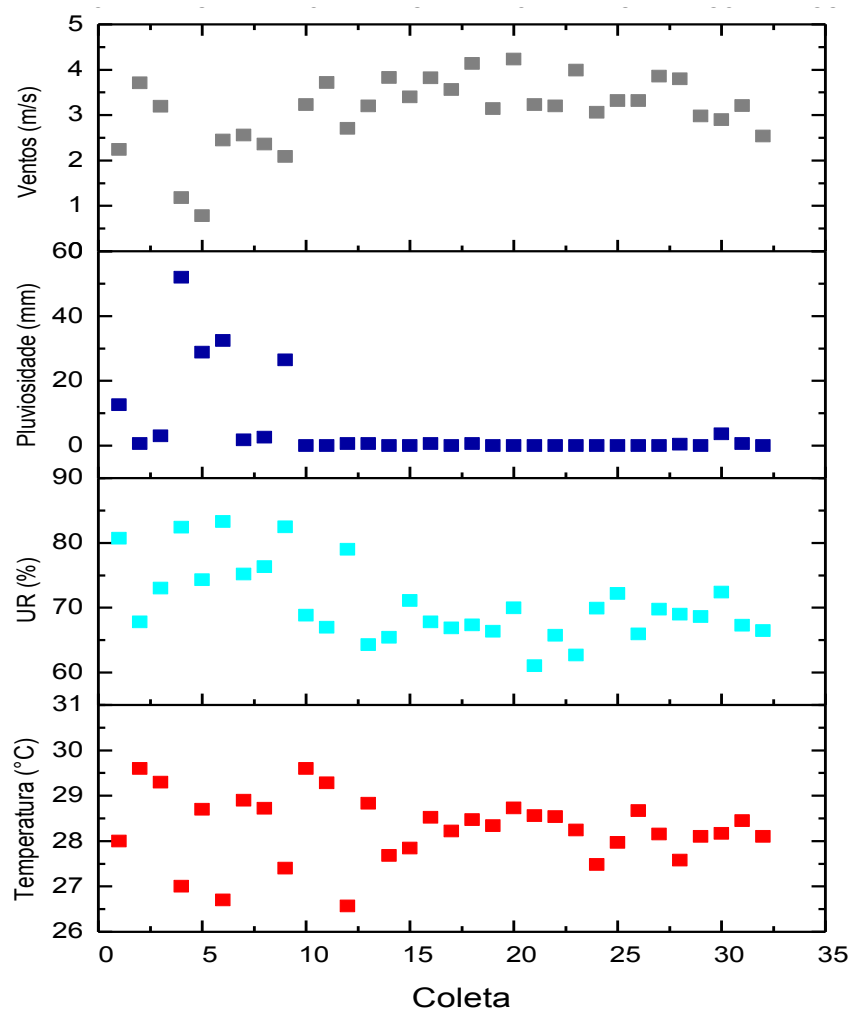
os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 003/1990 e Decreto Estadual Nº 59.113/2013 de São Paulo, visando estabelecer o índice de qualidade do ar na área estudada, conforme a CETESB. Os parâmetros também foram comparados com os padrões preconizados pela EPA e Comunidade Europeia (EC), bem como com resultados obtidos em outros estudos realizados no Brasil e no mundo.

Gráficos foram produzidos para apresentação dos resultados e as análises estatísticas serviram para verificar a variabilidade dos dados, relacionando com parâmetros meteorológicos e eventos ocorridos, considerando também os efeitos da sazonalidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O período de monitoramento do estudo compreendeu os meses de abril a outubro de 2014, compreendendo 7 meses de investigação. As variáveis meteorológicas, temperatura média, umidade relativa, precipitação e velocidade média dos ventos foram medidas e os valores obtidos estão apresentados na Figura 11.

Figura 11- Principais variáveis meteorológicas observadas na área em estudo durante o período amostral.



Fonte: Autor (2015).

A temperatura média diária durante o monitoramento apresentou baixa amplitude, variando entre 26,6 °C a 29,6 °C durante o período de amostragem. Diferentemente, as variações diárias foram elevadas, podendo atingir diferenças de até 10 °C quando comparamos os períodos da madrugada e da tarde.

A umidade relativa registrada ficou entre 61,1% e 83,3%, notadamente um pouco mais elevada durante as dez primeiras coletas, correspondente a parte do período chuvoso, que se estende de fevereiro a meados de junho (FUNCEME, 2014a). O mesmo comportamento foi observado para os índices pluviométricos, que, apesar da escassez de chuvas, apresentaram maiores valores durante as dez primeiras amostragens, variando de 0,6 mm a 51,9 mm, praticamente cessando nas coletas subsequentes.

A velocidade média dos ventos apresentou variações durante o período entre 0,6 m/s e 4,23 m/s, com médias mais elevadas no segundo semestre, conhecido como “temporada dos ventos mais intensos”, provocada pelo sistema de alta pressão do atlântico (FUNCEME, 2014b).

As variáveis meteorológicas são importantes parâmetros para o estudo da dinâmica e dispersão dos poluentes atmosféricos. A temperatura pode influenciar nas concentrações pelo fato do ar quente ser mais leve e, portanto, tende a ascender, favorecendo a dispersão dos poluentes. Situação contrária se tem no fenômeno de inversão térmica, mantendo os poluentes próximos à superfície (SZWARCFITER, 2004).

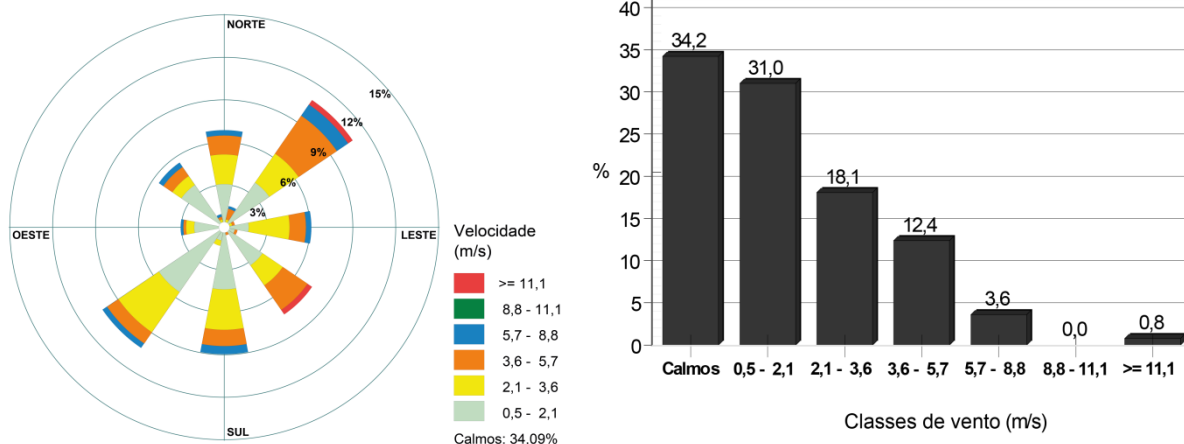
Processos de deposição úmida, provocada por eventos de precipitação são os principais fenômenos de retirada dos poluentes existentes no ar, carreando-os para os solos e corpos hídricos (SHUKLA et al., 2008; NARESH; SUNDAR; SHUKLA, 2006). A umidade relativa, tendo relação direta com as chuvas também constitui um parâmetro relevante. Além disso, alguns compostos podem reagir com gotas de água existentes na atmosfera, gerando poluentes secundários (VIEIRA, 2009).

Os ventos são responsáveis pelo carregamento dos compostos existentes no ar para outras regiões. Dessa forma, estes podem ser transportados a longas distâncias, e o aumento da velocidade dos ventos tende a promover maior dispersão de gases e partículas (MORAES, 2004).

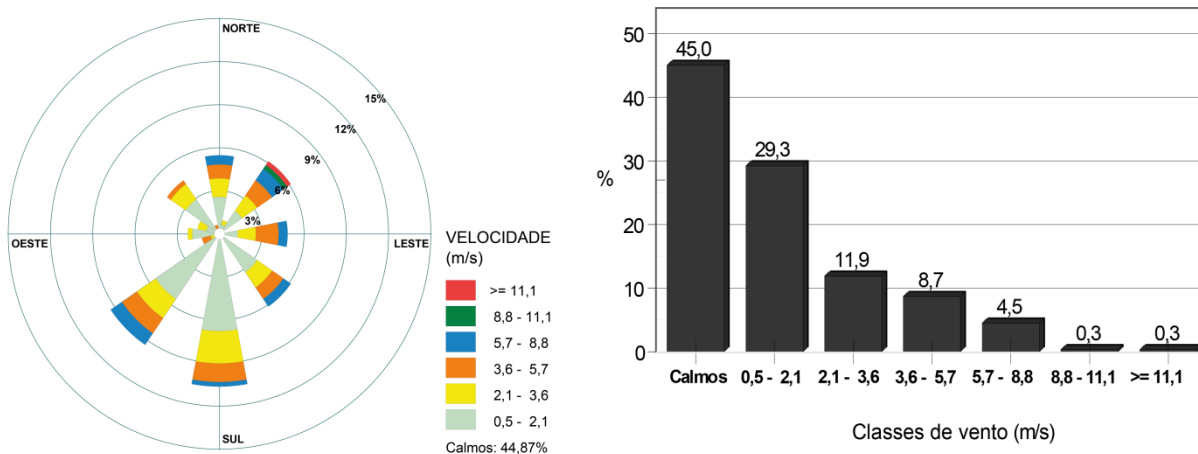
A Figura 12 apresenta de forma mais detalhada o perfil de ventos observados durante o período de abril a outubro de 2014

Figura 12- Rosas dos ventos e gráficos de frequência das velocidades dos ventos na área em estudo durante o período de abril a outubro de 2014.

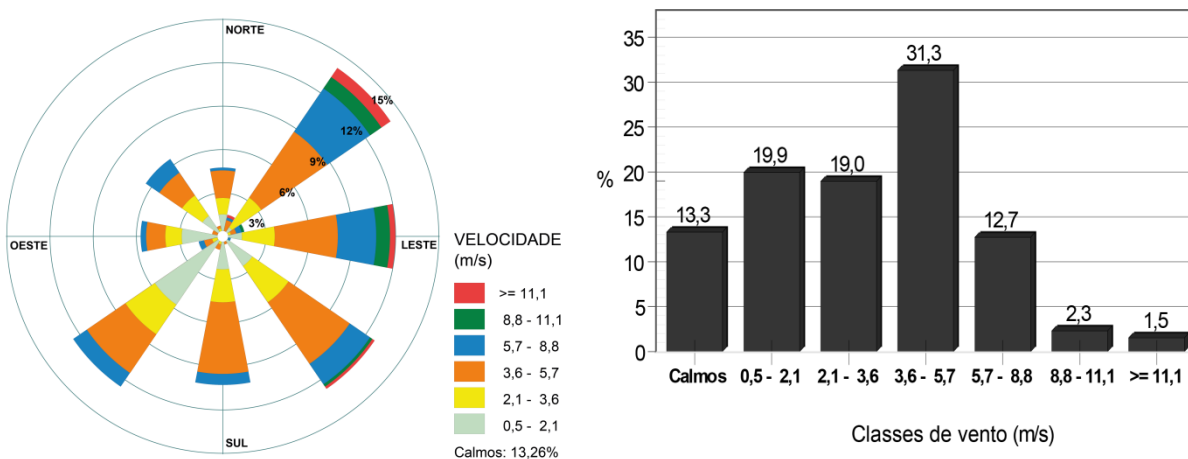
a) abril de 2014.



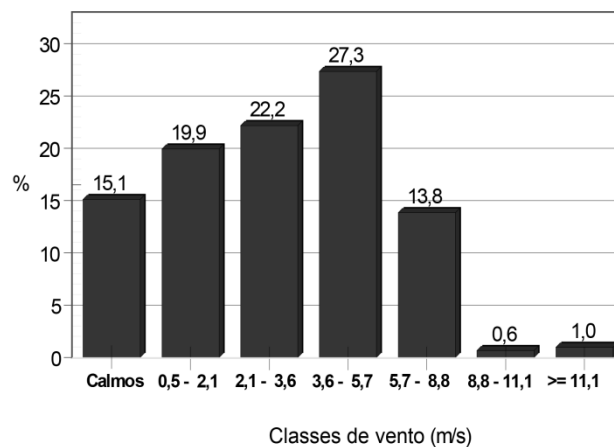
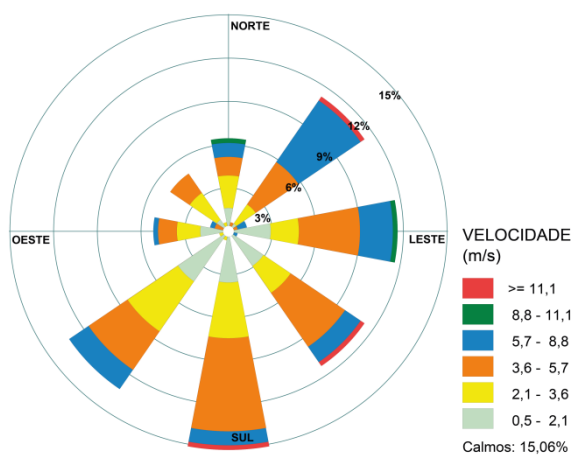
b) maio de 2014.



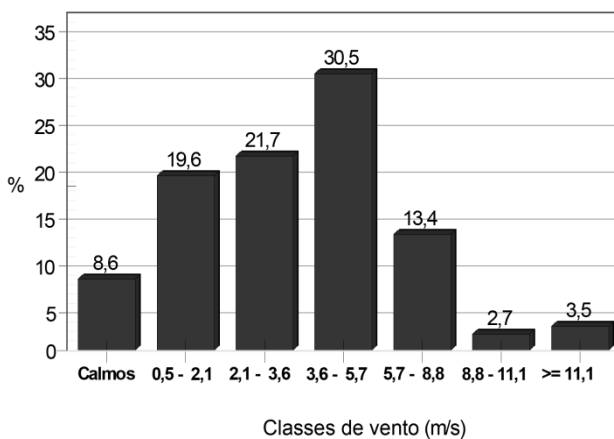
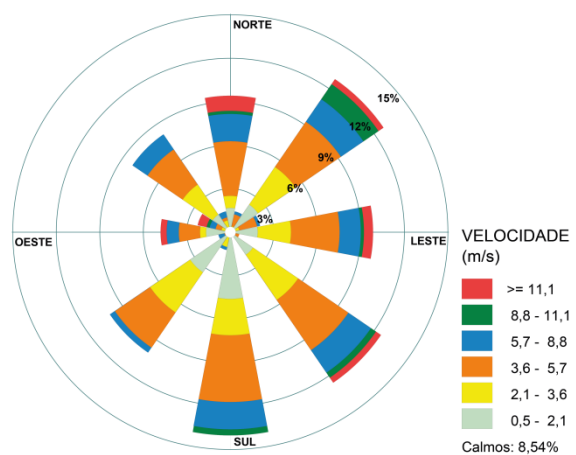
c) junho de 2014.



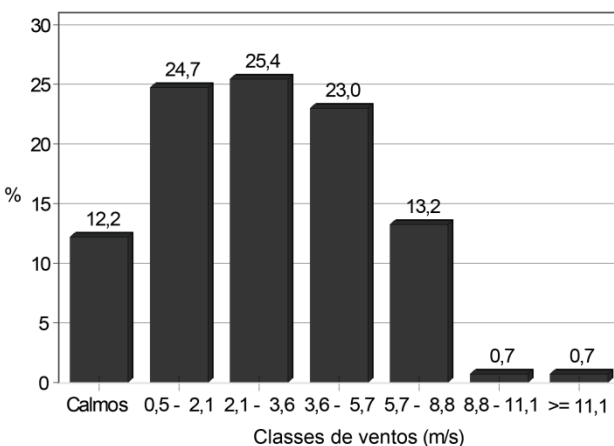
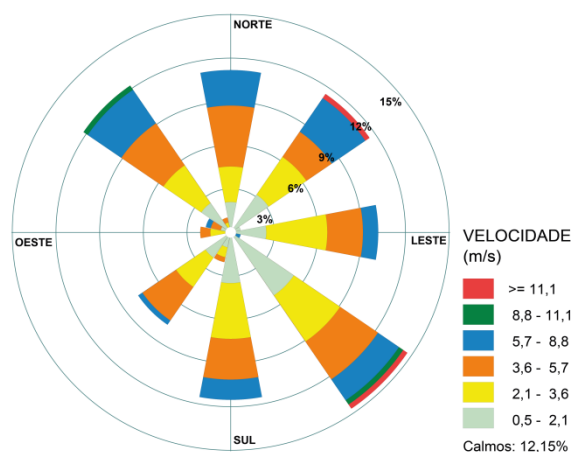
d) julho de 2014.



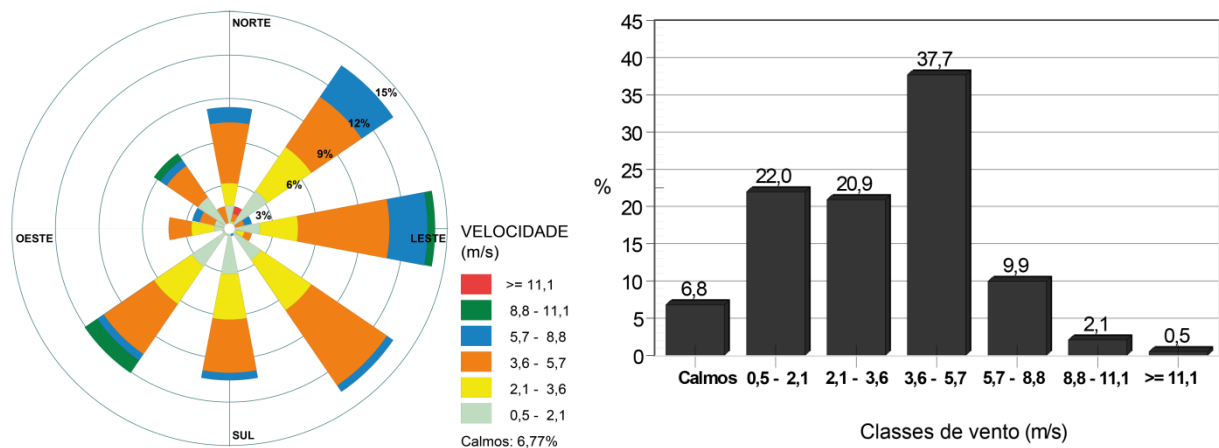
e) agosto de 2014.



f) setembro de 2014.



d) outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

Considerando as rosas dos ventos, observa-se uma maior frequência destes nos setores nordeste, leste e sudeste, havendo também predominância na direção sul nos meses de maio, julho e agosto, totalizando 43,3 % dos ventos nos referidos setores durante o período do estudo. Tal característica reflete o perfil do comportamento das massas de ar no litoral cearense, onde predominam os ventos de nordeste, sudeste e, sobretudo, leste, tal como foi verificado nos estudos de Leite e Frota (2010) e Silva et al. (2010). Leite e Frota (2010) destacam ainda a influência das edificações na intensidade e direção dos ventos, causando alterações dependendo de suas presenças e alturas em cada região.

Considerando a frequência de distribuição dos ventos em função das velocidades, a maior parte variou na faixa entre 0,5 m/s e 5,7 m/s, correspondendo a 67,4% de todo o período analisado, destacando-se a faixa entre 0,5 m/s a 2,1 m/s e 3,6 m/s a 5,7 m/s, com ocorrência de 23,9% e 23,8%, respectivamente. As velocidades verificadas são relativamente mais elevadas quando comparadas a outras regiões. Estudos de Xu et al. (2015) mostraram velocidades abaixo dos 3 m/s na área urbana de Shanghai, China. Torres e Martins (2005) em Juiz de Fora/MG verificaram ventos com velocidades máximas em torno 2,5 m/s. Jones, Harrison e Baker (2010) analisaram a influência da velocidade dos ventos sobre a concentração de poluentes e constataram a diminuição dos teores de material particulado, NO_x, sulfato e nitrato com a elevação da intensidade dos ventos na Inglaterra. Os valores analisados no referido estudo situaram-se entre 0,5 m/s e 10 m/s e foi verificado que a maior parte dos poluentes sofrem diminuição significativas de suas concentrações para velocidades acima de 2,5 m/s.

Particularmente nos meses de abril e maio a frequência de ventos calmos, que variou entre 34% a 45%, respectivamente, passou a ser de 6,8 % no mês de outubro, atrelado à elevação de ventos mais fortes (na faixa de 5,7 m/s a 8,8 m/s), em que no mês de abril era de 3,6 %, passando para 13,4% em setembro e 9,9 % em outubro, correspondendo à temporada onde os ventos são mais intensos, durante o segundo semestre do ano (FUNCEME, 2014b), podendo contribuir ainda mais com a dispersão dos poluentes atmosféricos.

Os resultados das concentrações dos poluentes analisados estão dispostos na Tabela 4, considerando o número de coletas (N), a média amostral (\bar{x}) durante o período do estudo, desvio padrão (s), coeficiente de variação (CV) e valores máximos e mínimos de cada parâmetro.

Tabela 4 - Concentrações dos materiais particulados (PM_{2,5}, PM₁₀, PTS), fumaça e *black carbon* durante o período de abril a outubro de 2014.

Poluente	Estatísticas					
	N*	\bar{x}	s	CV	Valor máximo	Valor mínimo
PM _{2,5} (µg/m³)	31*	21,4	5,7	0,27	40,9 (72,8)	13,2
PM ₁₀ (µg/m³)	31*	31,5	6,3	0,21	42,7 (119,8)	18,9
PTS (µg/m³)	31*	73,0	14,0	0,19	92,4 (280,7)	39,4
Fumaça (µg/m³)	32	7,27	2,94	0,41	12,8	3,50
<i>Black carbon</i> (µg/m³)	32	0,69	0,27	0,39	1,23	0,31

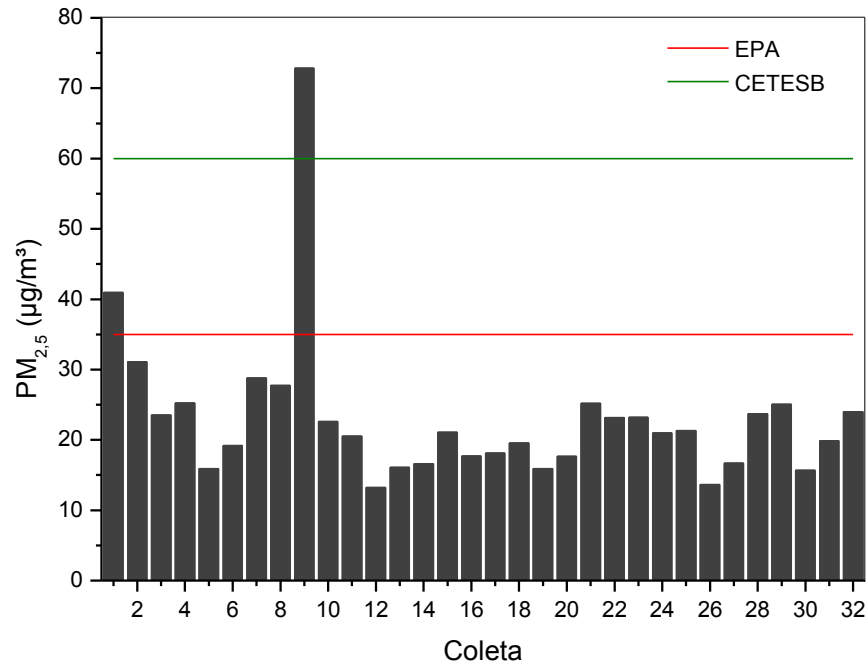
N: Número de amostras; \bar{x} : média; s: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

* A coleta do dia 28/05/2014 foi desconsiderada em função da atividade de repavimentação ocorrida na proximidade da área em estudo, cujos valores reais estão apresentados entre parênteses.

Fonte: Autor (2015).

Considerando os resultados da Tabela 4 observa-se que as concentrações de PM_{2,5} variaram entre 13,2 µg/m³ e 72,8 µg/m³ com média de 21,4 µg/m³ durante o monitoramento. Os resultados para todos os particulados na coleta do dia 28 de maio foram desconsiderados para o cálculo das variáveis estatísticas, devido à interferência da atividade de repavimentação asfáltica ocorrida nesse dia. A referida pavimentação envolveu serviços de raspagem e recapeamento do asfalto na Avenida 13 de Maio que ocorreram em três dias consecutivos na área da pesquisa, notadamente antes, durante e depois da amostragem. O perfil detalhado das concentrações incluindo a coleta 9 para efeito de visualização pode ser visto na Figura 13.

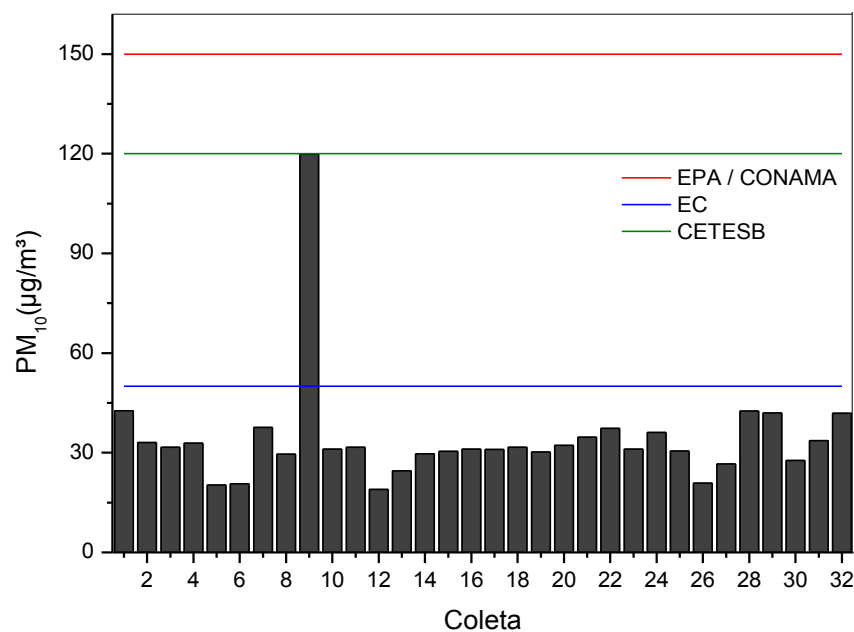
Figura 13 - Variação de $PM_{2,5}$ (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

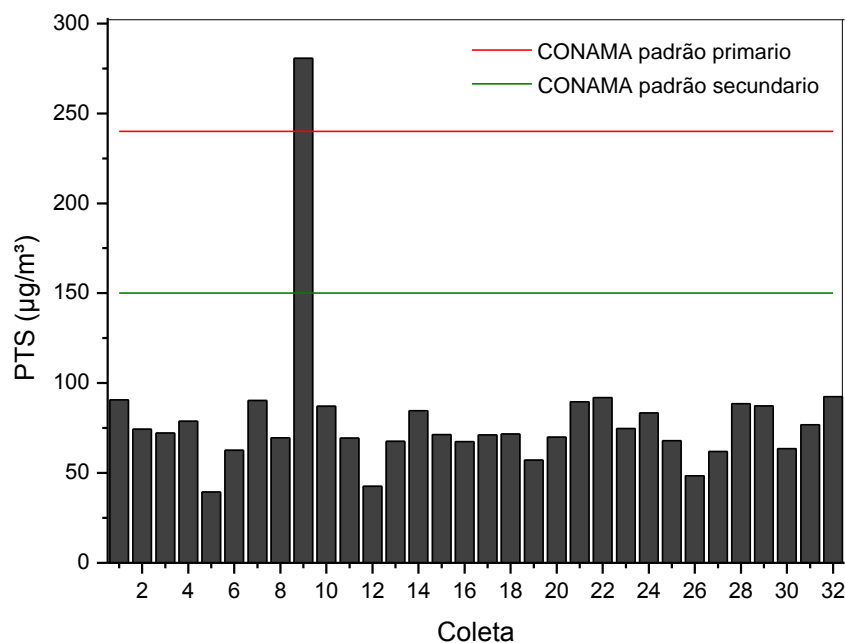
Para o PM_{10} os valores variaram entre $18,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $119,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com média de $31,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e para o PTS variaram entre $39,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $280,70$ com média de $73,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Os perfis das concentrações obtidas estão apresentados nas Figuras 14 e 15 a seguir.

Figura 14 - Concentrações de PM_{10} (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

Figura 15 - Concentrações de PTS (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

As concentrações de $PM_{2,5}$ mantiveram-se praticamente constante durante todo o período de estudo quando comparado aos padrões estabelecidos pelas agências governamentais que utilizam concentrações em 24 horas de observação, EPA e CETESB, excetuando-se as coletas 1 e 9 quando esses limites foram ultrapassados: $40,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $72,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, sendo a última referente à repavimentação asfáltica ocorrida na Av. Treze de Maio. Na coleta 1 o limite estabelecido pela EPA ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) foi ultrapassado e na de número 9 o padrão CETESB ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) também foi extrapolado.

Com relação ao PM_{10} , as concentrações também se mantiveram muito próximas e bem inferiores aos padrões para 24 horas da EPA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Comunidade Europeia ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), CONAMA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e CETESB ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Apenas na coleta 9 ($119,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), incrementado pela ocorrência da repavimentação da avenida, foi ultrapassado o limite da Comunidade Europeia e quase foi atingido o padrão CETESB, sendo o mesmo bastante inferior aos limite EPA e CONAMA para padrões primário e secundário.

O PTS, parâmetro abrangido apenas pela Resolução CONAMA, apresentou comportamento semelhante e apenas na coleta 9 ($280,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a exemplo do $PM_{2,5}$ e PM_{10} , foi ultrapassado o limite CONAMA (legislação mais tolerante) permanecendo em acordo com os padrões primário e secundário durante todo o restante do período de monitoramento.

Os resultados indicam que a qualidade do ar no trecho estudado encontra-se boa para os poluentes apresentados, considerando os valores de referência e o número de

ultrapassagens do padrão, indicando um contraponto frente ao grande aumento da frota veicular da cidade. As variáveis ambientais podem ter favorecido a dispersão de tais compostos, refletindo no declínio das concentrações.

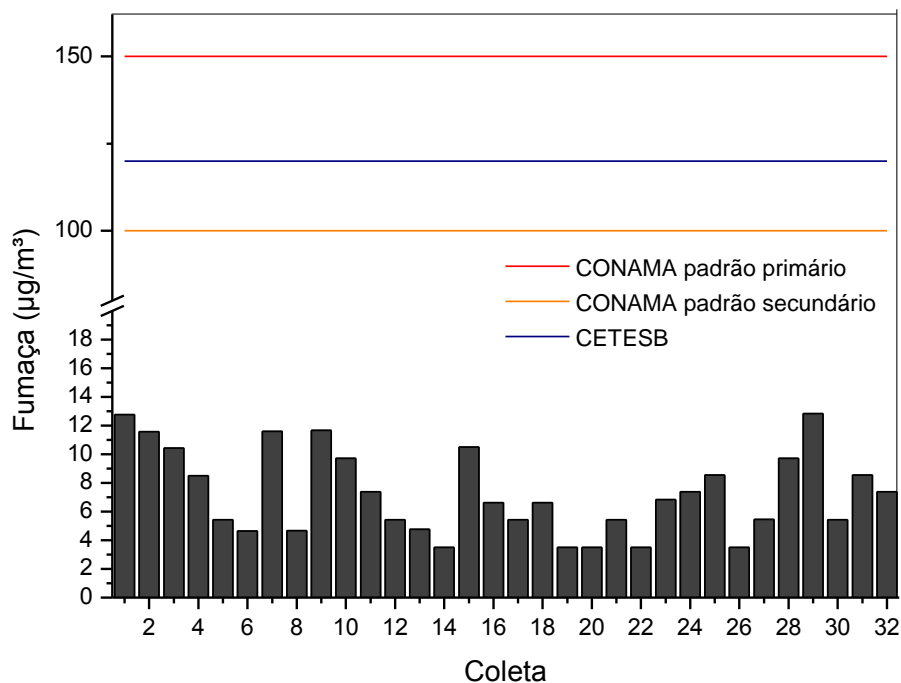
Estudo realizado por Albuquerque (2005) determinou concentrações de particulado com valores semelhantes ao do presente estudo: 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2,5}$ e de 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} na cidade de São Paulo, ambiente predominantemente urbano. A autora destaca ainda condições favoráveis à dispersão de poluentes correspondente, a velocidades médias dos ventos abaixo de 2,5 m/s, valores inferiores aos encontrados nesta pesquisa.

Particularmente quando se compara os resultados encontrados com os observados por Pipal e Satsangi (2015) em Pune na Índia, em uma região urbanizada e com a presença de algumas indústrias, observam-se concentrações mais altas. Estes autores encontraram valores bem mais elevados entre 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 105 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2,5}$ e 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} .

O material particulado apresenta efeitos severos na saúde da população. Dessa forma, tem sido utilizado em vários estudos, relacionando com diversas doenças e internações hospitalares. Basagaña et al. (2015) verificaram a relação das concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} com hospitalizações, mortalidade, problemas cardiovasculares e respiratório nas cidades de Barcelona, Madrid, Huelva, Roma e Bologna. Conti et al. (2015) associaram as concentrações de PM_{10} em torno de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ com problemas cardiovasculares e respiratórios de pacientes hospitalizados na Itália, concentrações que se aproximam às verificadas no presente estudo.

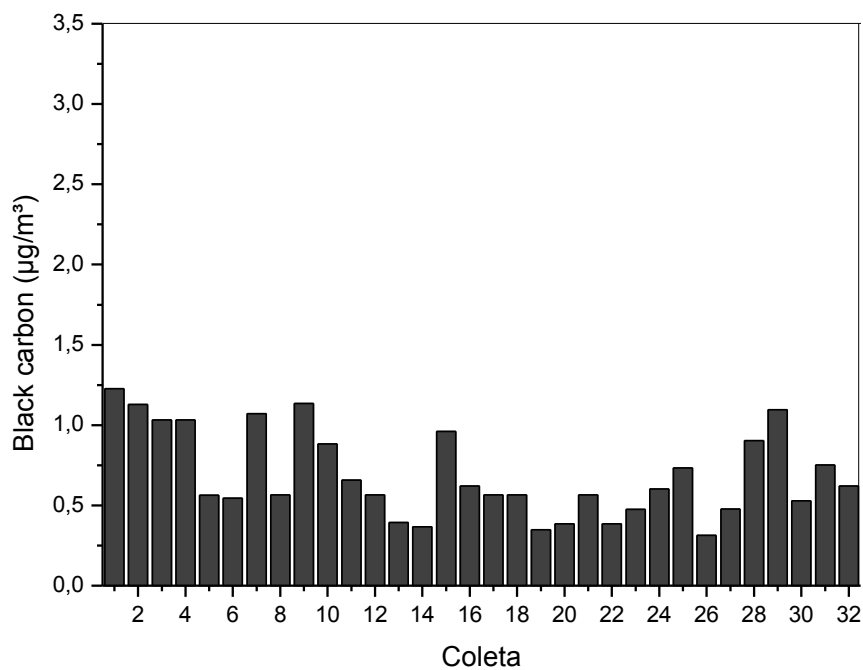
Os resultados das análises dos particulados fumaça e *black carbon* variaram entre 3,50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 12,83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o primeiro poluente e 0,31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 1,23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o segundo, com médias durante o período de 7,27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 0,69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Os perfis das concentrações obtidas para ambos os parâmetros estão apresentados nas Figuras 16 e 17 a seguir.

Figura 16 - Concentrações de fumaça (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

Figura 17 - Variação de *black carbon* (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

Durante todo o estudo os valores de fumaça estiveram em acordo com os padrões que abrange coletas de 24 horas para o CONAMA, padrões primário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e secundário ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e CETESB ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O *black carbon* não é considerado pelas legislações referenciadas, apesar disso, constitui um importante parâmetro de estudo, por seus efeitos ao ambiente e a saúde, dessa forma, é recorrente em pesquisas da qualidade do ar (NOVAKOV; HANSEN, 2004; DEKONINCK et al., 2015; KLOMPMAKER et al., 2015).

O *black carbon* é tido como um poluente predominantemente resultante de atividades antropogênicas, principalmente ligados ao setor de transporte. Estudo realizado na capital do Egito, Cairo por Mahmoud et al. (2008) mostram concentrações mais elevadas de BC ($4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), visto que a cidade apresenta indústrias, além da queima de biomassa a céu aberto. Os resultados apontam ainda para uma forte associação com as emissões de escapamentos veiculares, tendo em vista que os níveis mais elevados foram encontrados no centro da cidade, onde a rotatividade de veículos é maior. O autor afirma ainda que as concentrações de BC variam em função do horário, sendo maior durante o dia, o que indica que a principal fonte de BC na cidade é o tráfego de veículos.

Em um estudo de Brum (2010) na cidade de Porto Alegre, com frota veicular de quase um milhão, semelhantes aos números de Fortaleza, as concentrações de BC foram maiores, aproximadamente entre $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, entretanto, um fato que pode ter contribuição relevante é que as velocidades dos ventos na área de estudo foram bem menores, de 45% a 93% entre 0,5 m/s e 2,1 m/s, ventos estes mais calmos do que os encontrados na área investigada. O mesmo autor realizou monitoramento em Belo Horizonte, onde as concentrações variaram em média de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No referido estudo, vale salientar também, que o BC foi coletado associado ao $\text{PM}_{2,5}$, portanto, com uma faixa de abrangência de partículas um pouco maior que à fumaça, a qual o BC foi associado nesta pesquisa.

O monitoramento dos teores de fumaça em São Paulo e região metropolitana apontam valores mais elevados desta variável com média de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nos anos de 2012 e 2013, respectivamente. Por ser um poluente característico de emissões veiculares, sobretudo daqueles movidos a Diesel, tendo a capital paulista um número bem maior de veículos (em torno de 7 milhões), os valores tendem a ser mais elevados. Contudo, observou-se uma considerável redução das concentrações nestes dois anos se comparado aos níveis de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dos anos anteriores. Tal redução foi associada às favoráveis condições ambientais para dispersão, além de adoção de medidas do governo visando o controle desses lançamentos (CETESB, 2014).

De forma global, o PM, considerando PM_{2,5}, PM₁₀, PTS, fumaça e BC, têm sido associado, principalmente à combustão em veículos automotores. Além disso, somam-se outros contribuintes tais como, poeira, areia e partículas de pneu podem se soltar e compor os aerossóis atmosféricos, próximo à ruas, avenidas e rodovias. A recente pavimentação também é apontada como fontes de lançamento de particulado atmosférico (ROWANGOULD, 2015). Tal fato foi observado pela elevação dos níveis de todos os PM registrados na coleta 9, quando ocorreu o recapeamento asfáltico da Avenida Treze de Maio.

A raspagem do pavimento libera, juntamente com o asfalto, partículas de poeiras, areia, etc. A própria composição asfáltica, contendo cimento, areia, dependendo do tipo de pavimento utilizado, por exemplo, o AAQ (Areia-Asfalto Quente) possui agregado de partículas finas, o que pode contribuir para o lançamento destas no ar (BALBO, 2007).

O evento ocorrido na coleta 9 não afetou as concentrações de fumaça e *black carbon*, provavelmente pelo fato do pavimento conter partículas maiores do que estas. Tal fato contribui ainda para comprovar a relação entre esses parâmetros com a sua origem a partir do escapamento veicular, tendo em vista que as concentrações de fumaça e *black carbon* tem relações diretas com os processos de combustão. Tais partículas, ainda, uma vez presentes no ar, promovem uma maior absorção da luz, elevando assim a temperatura. Além disso, por serem particulados muito finos, tem alto poder de penetração e dessa forma, causam sérios danos à saúde (SCHAAP; DENIER VAN DER GON, 2007).

Em um estudo realizado por Silva (2010) foi feito uma compilação dos dados levantados pela SEMACE (Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará) nos anos de 1993 a 2001 para monitoramento das concentrações de particulados, PTS e fumaça. Nesse caso utilizaram-se valores máximos mensais e médias geométrica anuais para os poluentes. Posteriormente, análises de PM_{2,5} e fumaça foram feitas durante o ano de 2009.

Pesquisa realizada por Azevedo (2014) no período de agosto a novembro de 2013 usando amostradores de baixo volume, no mesmo ponto de coleta do presente estudo mostraram correspondências inferiores a 4 e 10 % das concentrações nos meses de agosto e outubro, respectivamente, para o teor de particulados totais (PTS) observados nos mesmos meses em 2014.

Os dados de PTS dos dois estudos citados acima e os observados nesta pesquisa estão dispostos para comparação na Tabela 5. Particularmente para esta comparação foi feita considerando a estação I (centro) relatada por Silva (2010), por ser esta a mais próxima (~ 2 km) da área sob investigação.

Tabela 5 - Concentrações máximas mensais de PTS para o monitoramento realizado pela SEMACE de 1997 a 2001 no Centro de Fortaleza por Silva (2010) e Azevedo (2014) em comparação com os encontrados na presente pesquisa.

Mês/ano	1997 ^a	1998 ^a	1999 ^a	2000 ^a	2001 ^a	2013 ^b	2014 (Pesquisa atual)
Abril	63,82	126,5	100,5	75,7	91,63	-	90,6
Mai	62,45	100,8	115,2	105,4	110,6	-	280,7
Junho	86,38	98,1	99,7	106,8	130,6	-	87,0
Julho	112,35	82,1	108,1	94,2	105,8	-	71,3
Agosto	110,4	95,1	114,6	145,2	125,2	88,4	91,9
Setembro	116,44	101,5	106,8	120,1	11,21	133,9	88,5
Outubro	105,45	105,45	90,1	120,8	105,45	100,9	92,4
Média anual	93,3	100,1	101,3	106,2	105,4	107,8*	79,5*

* Média parcial no período do monitoramento. ^aSilva (2010), ^bAzevedo (2014).

Fonte: Autor (2015).

Na Tabela 5 para o PTS observa-se que as concentrações encontradas nesta pesquisa foram inferiores as observadas nos estudos anteriores de Silva (2010) e Azevedo (2014). Estes resultados podem ser associados a variação da taxa de dispersão de poluentes no local que pode sofrer alterações frente às condições da época e pelas edificações locais. Particularmente para os estudos citados os ventos apresentaram uma substancial predominância de velocidades baixas, 0,5 m/s a 2,1 m/s (74% de frequência), o que pode ter dificultado a dispersão dos particulados, elevando suas concentrações.

Estudo realizado em dois bairros do Rio de Janeiro: Benfica e Bonsucesso mostraram concentrações de PTS variando anualmente de 79 µg/m³ a 96 µg/m³ e 107 µg/m³ a 143 µg/m³, respectivamente, entre os anos de 2002 a 2004 (COSTA et al., 2009). A região é caracterizada por ter intensa movimentação veicular e comércio. Os autores demonstraram uma forte correlação entre esses valores com casos de doenças cardiovasculares e respiratórias.

Na cidade de São Paulo, antes do fim do uso do parâmetro PTS pela legislação, valores próximos foram detectados anualmente de 47 µg/m³ a 89 µg/m³ em 2010, 61 µg/m³ a 88 µg/m³ em 2011 e 56 µg/m³ a 73 µg/m³ em 2012 (CETESB, 2013).

Em relação ao PM_{2,5} e fumaça, Silva (2010) registrou em 2009 concentrações destes poluentes variando de 14,02 µg/m³ a 31,77 µg/m³ e de 1,35 µg/m³ a 2,66 µg/m³,

respectivamente, valores abaixo do que foi encontrado na pesquisa atual, refletindo um aumento das partículas finas existentes no ar em comparação com o estudo anterior.

Partículas muito finas, tais como $PM_{2,5}$ e fumaça, estão intimamente relacionadas às emissões veiculares (CHALOULAKOU et al., 2005), dessa forma, as concentrações podem ter sofrido efeito do aumento da frota ao longo dos anos. Em meados de 1998, todo o estado do Ceará possuía pouco mais do que 500 mil veículos, representando um quinto do número atual, pouco mais da metade do que representa apenas a cidade de Fortaleza em números de hoje.

Braga et al. (2007) encontrou concentrações médias de PM_{10} em torno de $38,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Itabira/MG, originados a partir de atividades de mineração. Freitas e Solci (2009) obtiveram médias de $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2,5}$ e $23,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} em Londrina/PR em ambiente tipicamente urbano e com influência veicular. Quando o autor comparou em uma área predominantemente rural, com considerável vegetação e sem impacto do tráfego de veículos, os valores médios ficaram entre $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para os dois poluentes, respectivamente. Queiroz, Jacomino e Menezes (2007) observaram concentrações de PM_{10} com variação entre 25 e $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e elevados índices de PTS entre $143 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $647 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Sete Lagoas/MG, região escolhida por ser um ambiente urbano, apresentando algumas indústrias e com intensa atividade local (comércios). Estes valores caracterizam o ar local na maior parte do período com qualidade irregular, má, inadequada ou péssima e podem ser atribuídos às atividades de extração e beneficiamento de calcário, produção de concreto e a presença de indústrias ceramistas na área em estudo.

Com relação aos gases inorgânicos, os valores permaneceram bem abaixo dos limites estabelecidos pela EPA, EC, CONAMA e CETESB, conforme pode ser visto na Tabela 6.

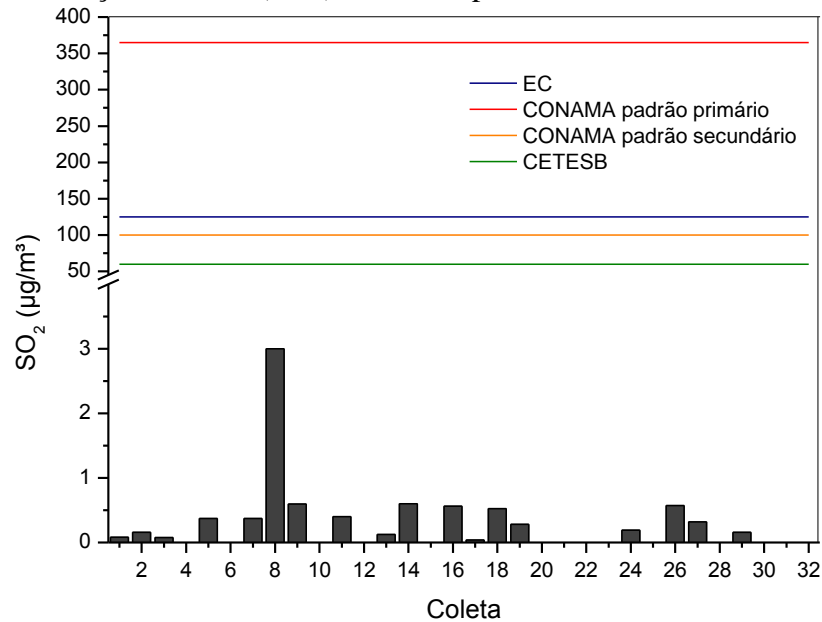
Tabela 6 - Concentrações de SO_2 , NO_2 e NH_3 durante o período de abril a outubro de 2014.

Poluente	Estatísticas					
	N	\bar{x}	s	CV	Valor máximo	Valor Mínimo
SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	32	0,26	0,54	2,07	3,01	0,00
NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	32	28,0	5,33	0,19	38,9	18,03
NH_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	32	1,22	1,49	1,22	4,89	0,00

N: Número de amostras; \bar{x} : média; s: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.
Fonte: Autor (2015).

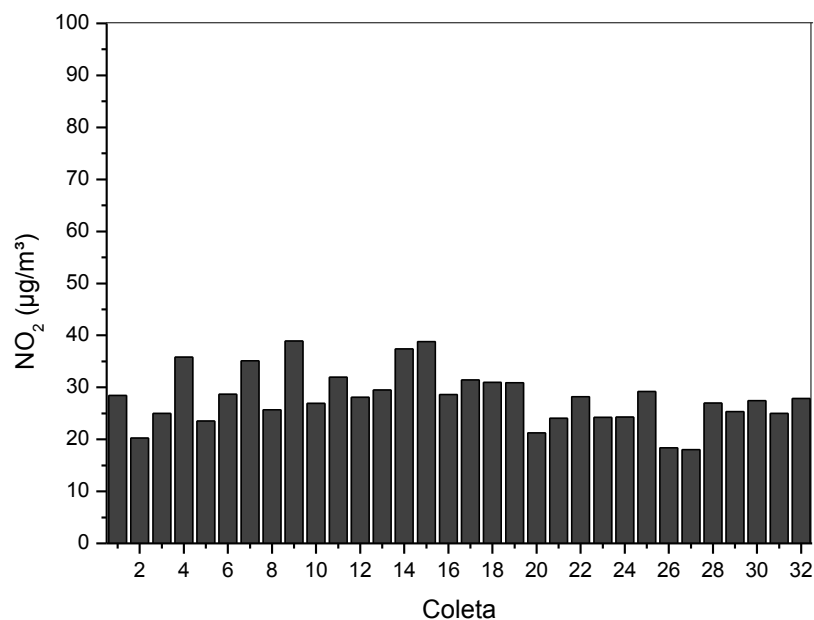
O SO_2 com média de $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, permaneceu na faixa entre $0,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $3,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$; enquanto que o NO_2 variou entre $9,62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $19,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tendo média de $14,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e o NH_3 atingiu valor máximo de $4,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com média de $1,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante o monitoramento. Os perfis das concentrações obtidas para estes parâmetros estão apresentados nas Figuras 18, 19 e 20 a seguir.

Figura 18 - Concentrações de SO_2 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



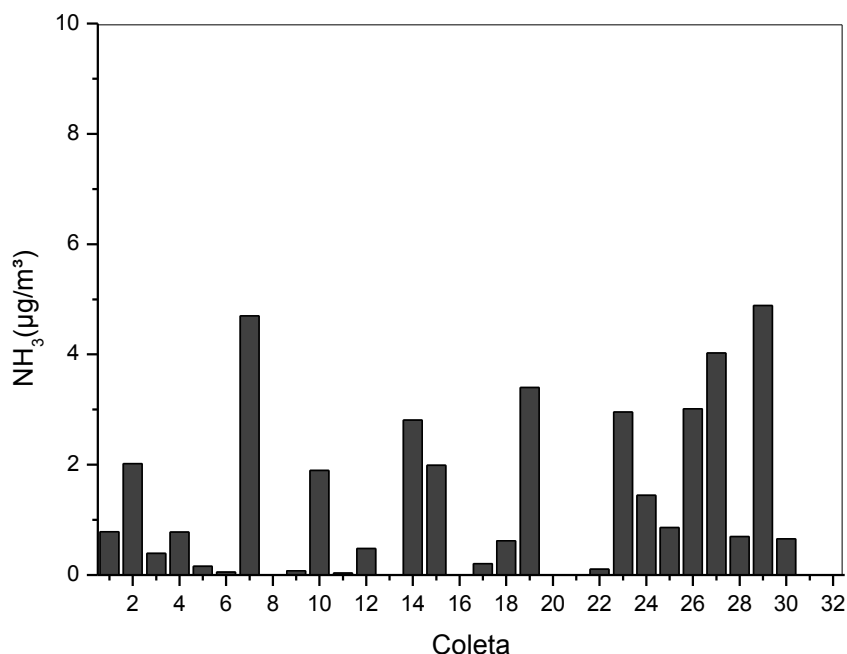
Fonte: Autor (2015).

Figura 19 - Concentrações de NO_2 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

Figura 20 - Concentrações de NH_3 (24 h) durante o período de abril a outubro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

As concentrações de SO_2 medidas em 24 horas, que tem seus limites abrangidos pela resolução CONAMA, padrão primário ($365 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e secundário ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), EC ($125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e CETESB ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mantiveram-se sempre em conformidade com estas legislações.

Civan et al. (2015) encontraram valores de SO_2 em torno de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e de NO_2 de $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em áreas residenciais e próximas a rodovias na Turquia Ocidental. Em estudo realizado em Minas Gerais encontrou-se concentrações médias de $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Belo Horizonte, ambiente típico de grandes metrópoles, $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em bairros de Betim, $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Ibirité (BELO HORIZONTE, 2013). Apesar dos baixos índices, foram registrados valores máximos de $40,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Belo Horizonte e $180,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em Betim.

Na cidade de São Paulo e região metropolitana, as concentrações de SO_2 (médias anuais) variaram em torno de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, elevando-se em ambientes sobre condições distintas, predominantemente industriais, como em Cubatão que apresentou valores médios anuais em torno de $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Considerando o estado em sua totalidade, observou-se uma tendência de redução de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2004 para $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2013. Essa redução se deveu a adoção, que ocorreu de forma gradual, de combustível Diesel com teor de enxofre reduzido, passando de 500 ppm (S500) para 50 ppm (S50). Posteriormente, a partir de 2013, o Diesel

S50 passou a ser substituído pelo S10 (contendo 10 ppm de enxofre), cinquenta vezes menos ao usado inicialmente (CETESB, 2014).

Silva (2010) mostrou valores de SO_2 bem mais elevados em relação aos atuais (médias geométricas anuais) com $16,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 1994; $67,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 1998; $52,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 1999 e $43,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2000. Vale salientar que o método usado no referido estudo é diferente ao referenciado neste (método da pararrosanilina), metodologia oficial a qual recomenda a resolução CONAMA 003/1990. Considerando os limites de detecção dos métodos, condições experimentais e laboratoriais, diferenças nas concentrações podem ocorrer, mesmo acentuadas.

O NO_2 , assim como os outros poluentes, foi medido em 24 horas, entretanto os valores de referência legislados consideram medidas de 1 hora ou anual, o que impossibilita a comparação dos resultados para esse composto. Comparando os limites anuais referenciados com a média das concentrações de NO_2 da amostragem do presente estudo verifica-se que esta ficou abaixo desses valores. Particularmente, o mais restritivo, correspondente ao valor anual da comunidade europeia, considera um limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e nessa ocasião, a média observada se aproximou deste padrão internacional.

Comparativamente, em monitoramento realizado na região metropolitana de São Paulo, os valores de NO_2 foram mais elevados apresentando variações entre $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2013. Observando os valores dos últimos anos, verifica-se uma leve tendência de queda deste poluente, que, há mais de 10 anos, não ultrapassa os limites estabelecidos pelo estado (CETESB, 2014).

Melkonyan e Kuttler (2012) também registraram reduções das concentrações de NO_2 na zona urbana de Westphalia, na Alemanha, nas duas ultimas décadas, passando de $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 1981 para $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2007.

Considerando os valores de NH_3 , estes, estiveram com concentrações bem baixas, entretanto, tal poluente não é considerado em nenhuma das referências legais em questão. Particularmente, emissões de NH_3 são registradas tipicamente em atmosferas industriais e com atividade agropastoris. Estudo realizado por Zbieranowski e Aherne (2012) verificou concentrações deste poluente em ambientes rural e urbano. Na zona rural observaram-se concentrações relativamente mais elevadas de $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ frente a níveis de $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da zona urbana. Os autores também indicaram uma relação deste composto a emissões veiculares.

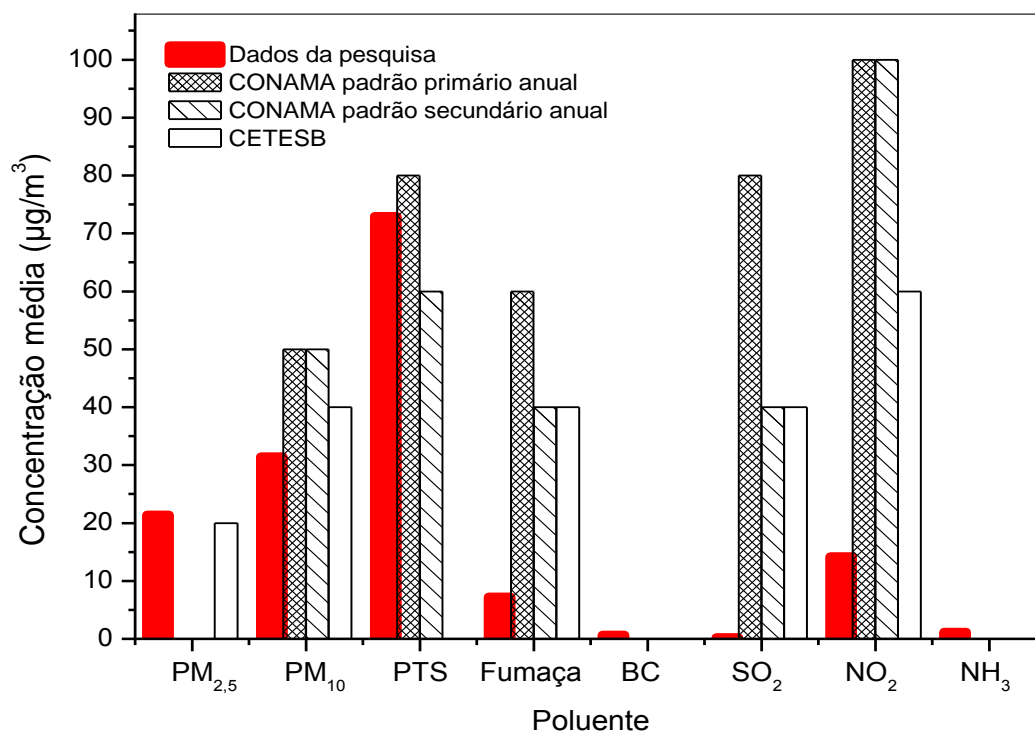
Em tempo, a sétima fase do PROCONVE, versão brasileira da diretriz europeia Euro V, prevê a substituição de veículos, ônibus e caminhões, para aqueles contendo a tecnologia SCR, a fim de reduzir as emissões de NO_x, com injeção de ureia para sua neutralização. Entretanto, destaca-se que na referida reação podem ser emitidas quantidades extras de NH₃, promovendo a elevação dos níveis deste poluente. Estudo realizado por Tadano et al. (2014) os autores mostraram aumento da geração de NH₃ em torno de 175% com a utilização do sistema SCR. A redução pela amônia derivada do compartimento contendo ureia converte os gases NO_x em N₂ e O₂. Em termos, pouca ureia injetada pode provocar reduções na eficiência do sistema e grandes quantidades resultam em emissões indesejadas de NH₃ (BALDISSERA et al., 2012).

Reche et al. (2015) realizaram estudo para determinação dos níveis de amônia em seis grandes cidades da Espanha (Barcelona, Madrid, A Coruña, Valencia, Huelva, Santa Cruz de Tenerife) em função de emissões automotivas decorrente de veículos com tecnologia SCR. Os autores verificaram em Barcelona concentrações médias de 4,6 µg/m³ no período entre o outono e o inverno e de 3,6 µg/m³ entre a primavera e o verão, neste caso associado somente ao tráfego urbano. Nestas condições os valores foram de 2,4 µg/m³ (outono-inverno) e 2,4 µg/m³ (primavera-verão) e de 0,5 µg/m³ e 1,4 µg/m³ em Valencia. Em tempo, estes valores são próximos aos encontrados nesta pesquisa.

No mesmo estudo de Reche et al. (2015) foram encontradas as razões de concentração SO₂/NH₃, NO_x/NH₃ e MP₁₀/NH₃. Para a relação SO₂/NH₃ os valores foram de 0,76 no inverno e 0,75 no verão em Barcelona e 12,5 no inverno e 9,7 no verão em Madrid, por exemplo. Em relação a razão NO_x/NH₃ foram encontrados valores de 18,1 em Barcelona e 4,6 em Huelva e entre a primavera e o verão e 51,9 e 21,2 entre o outono e o inverno nas mesmas cidades, respectivamente. Em relação a razão MP₁₀/NH₃, os autores relataram valores de 56,8 e 26,2 respectivamente no inverno e verão na cidade de Madrid e segundo os mesmos podem indicar origem comum de ambos poluentes na cidade, como decorrente do tráfego veicular, por exemplo.

Tomando como referência a legislação vigente no Brasil em que os limites estabelecidos consideram médias métricas anuais para a maioria dos poluentes, optou-se no presente estudo (com duração de seis meses) pelo cálculo da média parcial do período de monitoramento visando comparação com os valores anuais previstos pelas resoluções CONAMA e os utilizados pela CETESB, conforme a Figura 21.

Figura 21 - Médias dos poluentes durante o período de monitoramento em comparativo com as médias anuais estabelecidas pela CONAMA e CETESB.



Fonte: Autor (2015).

Considerando tais valores, a média para PM_{2,5} ficou acima das médias do padrão CETESB (20 µg/m³) enquanto o PM₁₀ ficou abaixo dos limites primário e secundário (50 µg/m³ em ambos de média anual) da CONAMA e muito próximo do limite CETESB (40 µg/m³). O PTS ultrapassou o limite secundário da CONAMA (média anual de 60 µg/m³) ficando praticamente no limite do padrão primário (média de 80 µg/m³) enquanto o SO₂ e o NO₂ ficaram muito abaixo dos limites de padrão primário (média de 80 µg/m³) e secundário (média 40 µg/m³) da CONAMA e CETESB (40 µg/m³) para o SO₂ e 100 µg/m³, 100 µg/m³ e 60 µg/m³ para o NO₂.

Adicionalmente, os valores recomendados pela OMS também foram usados para comparação, neste caso os limites adotados são mais restritivos e correspondem a: PM_{2,5} com média de 25 µg/m³ (24 h) e 10 µg/m³ (anual); PM₁₀ com média de 50 µg/m³ (24 h) e 20 µg/m³ (anual); NO₂ com média de 40 µg/m³ (anual) e SO₂ com média de 20 µg/m³ (24 h) (WHO, 2005).

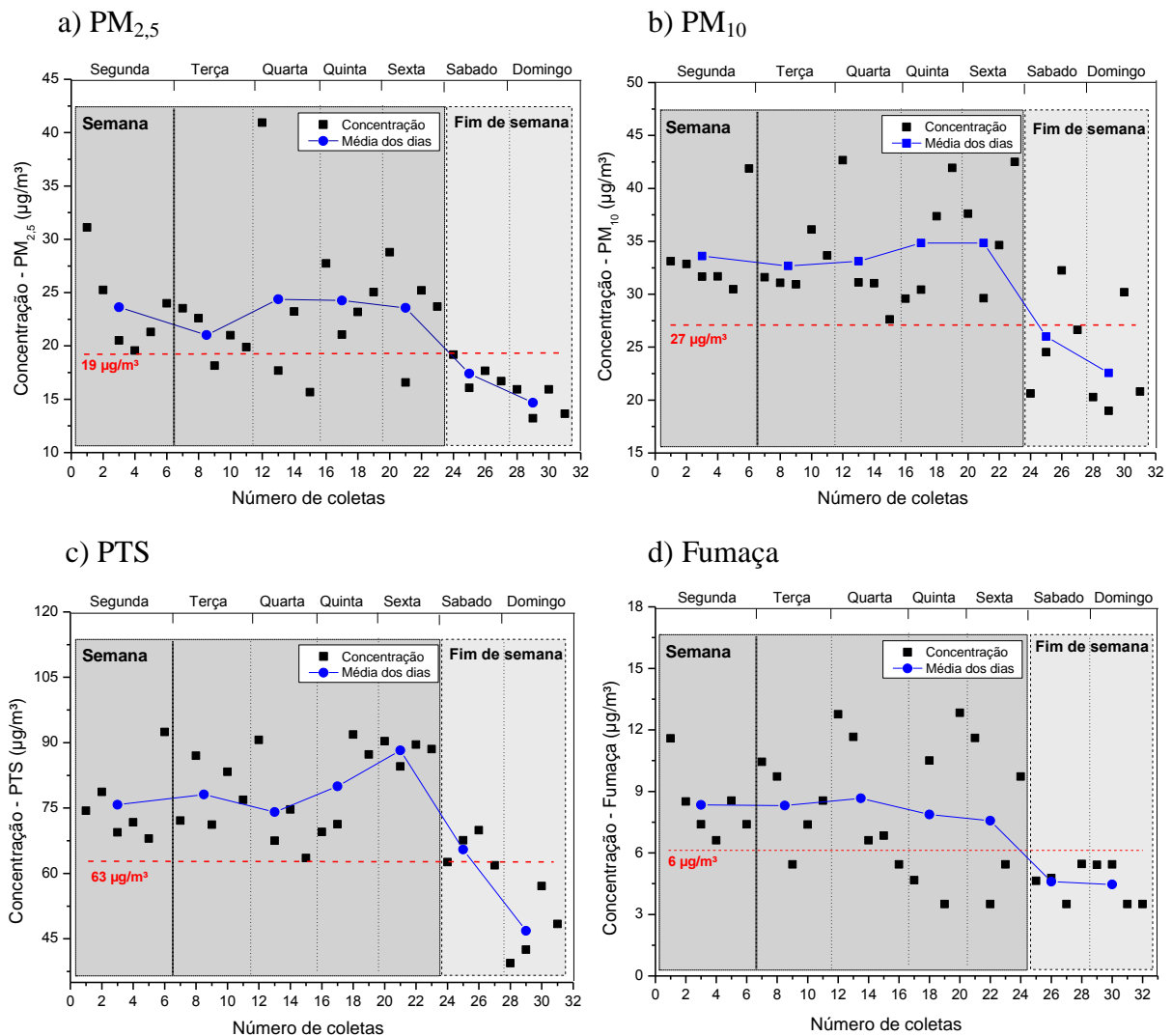
Assim, os valores encontrados nesta pesquisa correspondente a concentrações de $PM_{2,5}$ entre $13,2 \mu g/m^3$ e $40,9 \mu g/m^3$ (desconsiderando a coleta 9 com valor de $72,8 \mu g/m^3$,) permaneceram 78% do período em conformidade com o valor recomendado para a média de 24 h, entretanto, a média de todo o monitoramento ($21,4 \mu g/m^3$) ficou bem acima do limite anual de $10 \mu g/m^3$, o que pode ser considerado preocupante do ponto de vista da saúde da população na área.

Os valores de PM_{10} entre $18,9 \mu g/m^3$ e $42,7 \mu g/m^3$ (desconsiderando a coleta 9 com valor de $119,8 \mu g/m^3$) mostraram-se 97% do período da pesquisa em acordo com o estabelecido pela OMS para medidas de 24 h, em contrapartida, a média de todas as coletas ($31,5 \mu g/m^3$), a exemplo do material $PM_{2,5}$, também apresentaram-se bem acima do teto recomendado ($20 \mu g/m^3$). Em relação ao NO_2 , com níveis entre $9,62 \mu g/m^3$ e $19,2 \mu g/m^3$ e SO_2 , com níveis entre 0 a $3,01 \mu g/m^3$, observa-se uma completa concordância com o adotado pela OMS em todo o período do estudo.

Ao verificar esses valores, observa-se que a legislação brasileira, além de muito ultrapassada, pois muito dos seus limites foram estabelecidos a 25 anos atrás, é bastante tolerante, comparado com outras legislações no mundo e, principalmente, com o que é recomendado pela OMS. Destaca-se nesse contexto, a legislação paulista, bem mais atualizada em relação ao resto do país, mais restritiva e próxima dos valores praticados pelas principais referências mundiais, embora sejam todas em alguns casos bem mais tolerantes que os padrões da OMS.

Em geral, conforme as concentrações registradas percebe-se uma relação das emissões dos poluentes com o tráfego veicular na região, principalmente dos materiais particulados. A Figura 22 mostra o comportamento das concentrações de $PM_{2,5}$, PM_{10} , PTS e fumaça em função dos dias da semana, considerando as médias de cada dia bem como cada um dos valores.

Figura 22 - Comportamento dos poluentes particulados em função dos dias da semana: a) $PM_{2,5}$; b) PM_{10} ; c) PTS e d) fumaça.



Fonte: Autor (2015).

Para análise da Figura 22 foram adotados valores críticos (linhas em vermelho), os quais são referências para a análise do comportamento de cada um dos particulados em relação aos dias da semana. Para o valor crítico de $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estabelecido para o $PM_{2,5}$ foi observado que 83% das coletas realizadas durante a semana encontram-se acima deste valor e 100% daquelas realizadas durante os fins de semana estão abaixo dessa referência. Para o PM_{10} o valor crítico foi de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 75% dos valores registrados durante os fins de semana estão abaixo desse valor e 100% daqueles verificados durante a semana estão acima. Para o PTS considerando a referência de $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ foi verificado nos fins de semana que 75% dos resultados encontrados são inferiores ao valor crítico e 100% durante a semana são superiores. Para fumaça no valor crítico de $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verifica-se que 75% das amostragens realizadas

durante a semana estão acima deste limite e 100% daquelas ocorridas nos fins de semana foram inferiores.

Considerando os valores médios, esses parâmetros também mostram níveis mais elevados durante a semana (entre segunda e sexta) considerando as médias para cada dia, o $PM_{2,5}$ variou entre $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $24,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a média dos dias da semana foi de $23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto o PM_{10} variou entre $32,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $36,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e apresentou média nos dias da semana de $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para o PTS verificaram-se valores entre $75,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $88,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e média nos dias da semana de $78,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e para a fumaça níveis entre $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $9,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e média nos dias da semana de $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Já nos fins de semana (sábado e domingo) quando a quantidade de veículos que trafegam na área em estudo é menor os valores registrados foram de $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $17,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o $PM_{2,5}$ com média no fim de semana de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o que correspondendo a uma redução de 37% das emissões deste poluente. Para o PM_{10} os valores variaram entre $22,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com média do fim de semana de $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o que indica uma redução de 30% deste poluente. Para o PTS os valores variaram entre $46,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $65,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com média de $56,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ produzindo uma redução de 30% das emissões e finalmente para a fumaça os níveis se situaram entre $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com média de $4,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o que corresponde a um decréscimo de 45% em relação aos dias de semana.

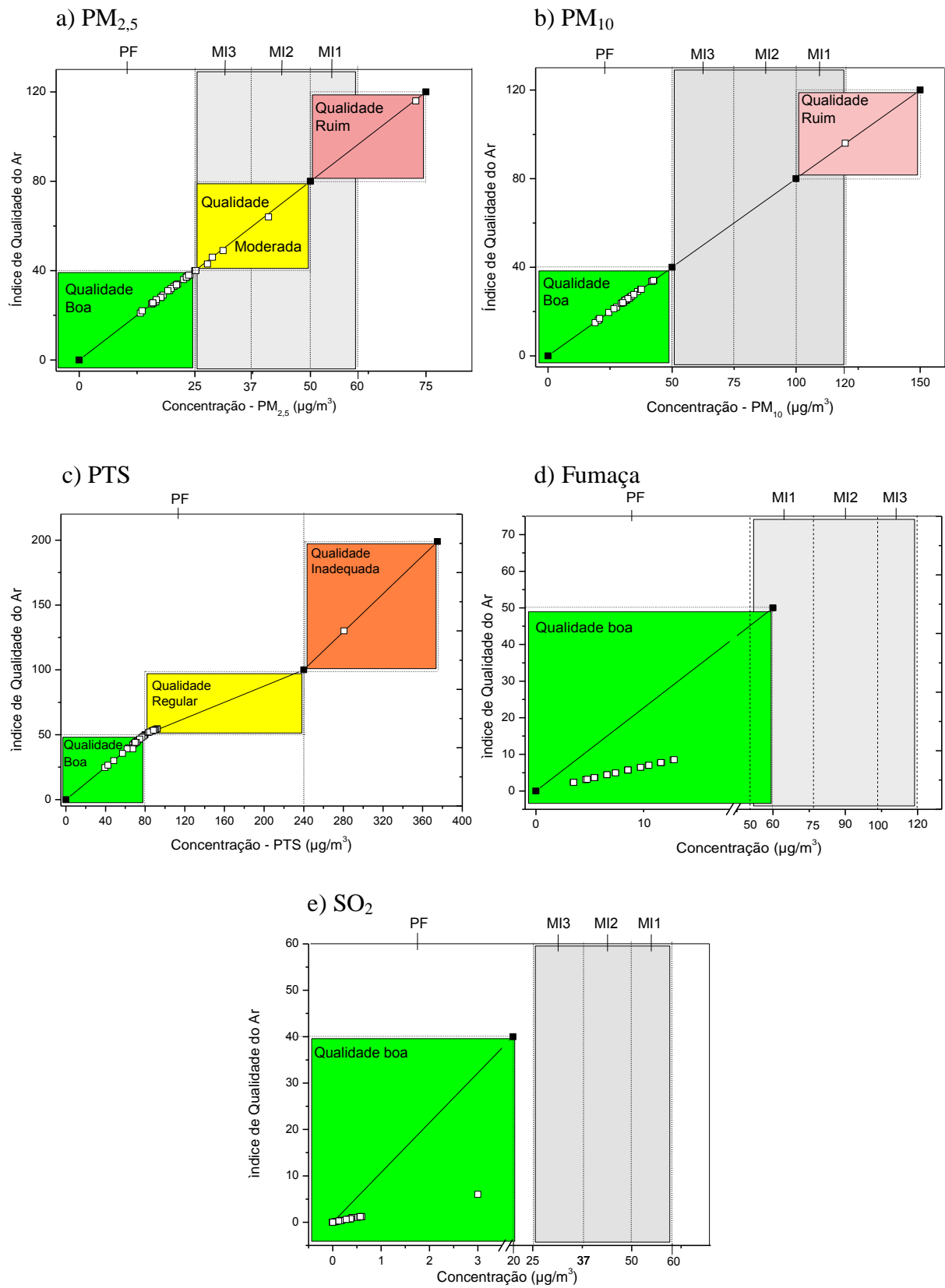
Este comportamento foi observado por Maioli (2011) em estudo realizado na região metropolitana de Vitória-ES, sendo verificado reduções nas concentrações dos particulados $PM_{2,5}$ e PM_{10} nos fins de semana em relação aos dias de semana, as quais foram respectivamente de 53% e 41%, e atribuídas a diminuição do fluxo de veículos nesses dias. Os autores destacaram ainda a redução dos níveis de poluentes em alguns feriados, onde a quantidade de veículos nas ruas também é menor.

Os gases inorgânicos tiveram comportamentos diferentes ao dos particulados, não apresentando relação das concentrações entre a semana e os fins de semana. Tal fato pode ser explicado pelo tempo de vida de cada uma dessas espécies no ambiente, não apresentando efeitos imediatos nas verificações. O SO_2 , por exemplo, tem seu tempo médio de vida na atmosfera em torno de 2 dias (SEINFELD; PANDIS, 2006). O NO_2 pode permanecer no ar por até 7 dias (FREEDMAN, 1995) e o NH_3 pode ser verificado após sua emissão por 2 ou até 10 dias (WALLACE; HOBBS, 2006). Entretanto, vale lembrar que tais compostos podem ainda sofrer influências de diversos fatores, como as variáveis meteorológicas, por exemplo, o que pode ter influenciados em suas baixas concentrações, sobretudo de SO_2 e NH_3 .

O estado do Ceará, ainda carece de estudos mais aprofundados para verificação da qualidade do ar, bem como a cidade de Fortaleza. A ampliação de ações e estudos é importante para verificação da distribuição dos poluentes atmosféricos de uma forma geral. O estado ainda carece de uma estrutura voltada para o atendimento dessa necessidade. Hoje em dia, as ações se restringem apenas à condição de monitoramento para fins de licenciamento ambiental e uma previsão para início de uma rede de monitoramento no estado (VORMITTAG et al., 2014). Os autores afirmam ainda que esse problema configura-se em nível nacional, destacando que a Rede Nacional de Monitoramento nunca foi implantada, o que poderia fornecer dados valiosos da dinâmica desses compostos em todo o Brasil, onde o estado de São Paulo é o melhor estruturado, com legislação atualizada e possui cerca de 78% de todas as estações de monitoramento do país.

A qualidade do ar também foi verificada por meio do cálculo do Índice de Qualidade do ar (IQAr), conforme preconiza a CETESB. A Figura 23 mostra os valores dos respectivos índices para $PM_{2,5}$, PM_{10} , PTS, fumaça e SO_2 , apontando as zonas de classificação de cada um desses. O IQAr para PTS e fumaça foram usados pela CETESB até meados de 2013, entretanto o cálculo dos mesmos foi realizado visando comparar a qualidade do ar com estudos anteriores, conduzidos na mesma região da pesquisa atual. Além disso, estão enfatizadas as zonas das metas intermediárias (MI1, MI2 e MI3) e final (PF), conforme São Paulo (2013).

Figura 23 - Índices de Qualidade do Ar, conforme a CETESB, para os parâmetros: a) $PM_{2,5}$; b) PM_{10} ; c) PTS; d) fumaça e e) SO_2 .



Fonte: Autor (2015).

Especificamente no Ceará, considerando a atual pesquisa a qualidade do ar para PTS mostrou-se **boa** em 66% do período analisado conforme a CETESB, correspondendo a 21 das 32 coletas, **regular** em 31% do período (10 coletas) e **inadequada** em 3% do período, correspondente à coleta 9, quando houve o processo de raspagem e recapeamento do asfalto da Av. Treze de Maio. Em relação aos parâmetros fumaça e SO₂ observa-se uma **boa** qualidade do ar na totalidade do período do estudo. Os demais parâmetros também apresentaram **boa** qualidade do ar durante o monitoramento. Conforme a resolução CETESB o PM_{2,5} permaneceu 84% do período com qualidade **boa**, 13% com qualidade **moderada** e 3% com qualidade **ruim** (antes denominada inadequada); o parâmetro PM₁₀ ficou 97% do período com qualidade **boa** e 3% com qualidade **ruim**; o SO₂ ficou todo o período com qualidade **boa**.

Verificando as metas intermediária e final, observa-se que os valores de PM_{2,5}, em sua maioria (84%) estão atendendo o ponto final estabelecido (25 µg/m³) pela CETESB, estando apenas em uma das coletas, coleta 9 onde ocorreu a repavimentação do asfalto da Av. Treze de Maio, em discordância com a meta mais permissiva (MI1). O PM₁₀ e PTS apresentam 97% dos registros em concordância e apenas a coleta 9 encontra-se no limite do MI1 de PM₁₀ e acima do ponto final do PTS (240 µg/m³). Fumaça e SO₂ estão em concordância total com os padrões estabelecidos.

Em estudos realizados anteriormente na região foco desta pesquisa, Azevedo (2014) mostrou que a qualidade do ar encontrava-se entre **boa** e **regular** para PTS, estando regular em 75% do período analisado. Anteriormente Silva (2010) verificou ainda a mesma qualidade do ar para os parâmetros PTS, fumaça e SO₂, estando boa em todos os registros para o último.

Embora o cenário atual mostre uma boa qualidade do ar no trecho avaliado, alguns dos parâmetros ultrapassaram o que hoje é recomendado pela OMS, demonstrando que além da maior tolerância por parte da legislação brasileira, existe a necessidade de revisão desses valores a fim de reduzir os riscos à saúde das pessoas, contribuir para a manutenção da qualidade do ar e promovendo a saúde e bem-estar da população.

6 CONCLUSÕES

Os resultados mostram que em praticamente todo o período monitorado a concentração dos poluentes se mantiveram dentro dos limites estabelecidos pelas resoluções EPA, EC, CONAMA E CETESB.

As concentrações dos gases inorgânicos ficaram muito abaixo dos valores de referência utilizados para comparação.

Os parâmetros meteorológicos podem ter influenciado nos processos de deposição e dispersão dos poluentes analisados; principalmente quando se considera a velocidade dos ventos predominantes no período da pesquisa.

Na área estudada existe uma relação entre o fluxo veicular com a concentração dos compostos analisados, sobretudo os particulados, tendo em vista que há um considerável declínio desses valores durante os fins de semana, indicando que as emissões automotivas contribuem significativamente com a emissão de poluentes atmosféricos.

Os gases inorgânicos apresentaram um comportamento distinto não apresentando relação entre os dias da semana ou um padrão entre as amostragens, fato que pode ter relação com os tempos de permanência de cada composto na atmosfera.

A principal fonte de emissão de poluentes na área estudada pode ser atribuída ao escapamento veicular, fato que pode ser verificado pelo comportamento dos poluentes, sobretudo os particulados, em relação aos dias da semana.

Comparativamente, os resultados se mostraram abaixo de outros estudos realizados em região próxima à estudada, por outro lado, concentrações semelhantes foram encontradas em outros estudos realizados em estados brasileiros e outros países.

O Índice da Qualidade do Ar para as concentrações medidas mostra que os poluentes analisados encontram-se com qualidade boa na maior parte das amostragens.

Apesar dos baixos valores em comparação com as legislações citadas, alguns poluentes como $PM_{2,5}$ e PM_{10} apresentaram concentrações bem acima daquelas recomendadas pela OMS, o que pode ser um ponto preocupando sob o ponto de vista da saúde.

Análises mais detalhadas podem indicar as principais fontes de poluição e a correlação entre os poluentes com variáveis ambientais, os efeitos da sazonalidade e o comportamento destes em relação a outros componentes.

A implantação de uma rede de monitoramento em todo o Estado é importante para ampliação dos estudos para o entendimento da dinâmica dos poluentes, bem como subsidiar ações de controle de emissões.

A revisão dos valores dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira é de grande importância para fomentar ações de redução das emissões além da melhoria da qualidade de vida da população, visto a resolução CONAMA que já se encontra com 25 anos de defasagem.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para continuidade e ampliação dos estudos realizados no presente trabalho são sugeridos os seguintes estudos:

- Monitoramento de $PM_{2,5}$, PM_{10} , PTS, fumaça, *black carbon*, SO_2 , NO_2 e NH_3 por um período de pelo menos um ano para construção de uma série histórica e avaliação dos efeitos da sazonalidade;
- Ampliação das estações de amostragem, englobando de forma completa o município de Fortaleza a fim de verificar o comportamento, dispersão e deposição dos poluentes, além de verificar quais os fatores influenciam a dinâmica desses compostos ao longo da cidade;
- Realizar um estudo do comportamento dos poluentes citados ao longo do dia, ampliando a verificação da influência do tráfego veicular nas concentrações durante o dia, bem como sua dispersão;
- Verificar as emissões de NH_3 frente à elevação da frota de veículos contendo a tecnologia SCR em substituição aos veículos mais antigos;
- Monitoramento de outros compostos poluentes de interesse como: metais pesados, BTEX, HPAs, CO, CO_2 , H_2S , O_3 etc.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10736**: Material particulado em suspensão na atmosfera - Determinação da concentração de fumaça pelo método da refletância da luz. Rio de Janeiro, 1989.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13412**: Material em suspensão na atmosfera - Determinação da concentração de partículas inaláveis pelo método do amostrador de grande volume acoplado a um separador inercial de partículas. Rio de Janeiro, 1995.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9546**: Dióxido de enxofre no ar ambiente determinação da concentração pelo método da pararrosanilina. Rio de Janeiro, 1986.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9547**: Material particulado em suspensão no ar ambiente - Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume. Rio de Janeiro, 1997.
- ALBUQUERQUE, T. T. A. **Distribuições de tamanho, composição química e identificação das fontes de aerossol atmosférico de São Paulo: um estudo de caso para o inverno 2003**. 2005. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Atmosféricas) - Instituto de astronomia, geofísica e ciências atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- ALMEIDA, B. Ceará segue sem rede para medir poluição. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 11/07/2014. Disponível em: <<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/ceara-segue-sem-rede-para-medir-poluicao-1.1055990>>. Acesso em: 27 jan. 2015.
- ALMEIDA, I. T. **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto**. 1999. 194 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- AL-MULALI, U. Factors affecting CO₂ emission in the Middle East: A panel data analysis. **Energy**, v. 44, p564-569, 2012.
- ALVIM, D. S. **Estudo dos principais precursores de ozônio na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 178 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- AN, J.; ZHU, B.; WANG, H.; LI, Y.; LIN, X.; YANG, H. Characteristics and source apportionment of VOCs measured in an industrial area of Nanjing, Yangtze River Delta, China. **Atmospheric Environment**, v. 97, p. 206-214, 2014.
- ANEJA, V. P.; AGARWAL, A.; ROELLE, P. A.; PHILLIPS, S. B.; TONG, Q.; WATKINS, N.; YABLONSK, R. Measurements and analysis of criteria pollutants in New Delhi, India. **Environment International**, v. 27, p. 35-42, 2001.
- APHA. American Public Health Association. **Methods of air sampling and analysis**. 3. ed. James P. Lodge Jr (Edit.). New York: Intersociety Committee; Chelsea: Lewis Publishers. 1989.

AYDIN, Y. M.; KARA, M.; DUMANOGLU, Y.; ODABASI, M.; ELBIR, T. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in ambient air of an industrial region in Turkey. **Atmospheric Environment**, v. 97, p. 271-285, 2014.

AZEVEDO, J. A. H. **Monitoramento atmosférico de material particulado, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e metais em um trecho urbano da cidade de Fortaleza**. 2014. 99 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2014.

BAI, Y.; BRUGHA, R. E.; JAL.; GRIGG, J.; NAWROT, T. S.; NEMERY, B. Carbon loading in airway macrophages as a biomarker for individual exposure to particulate matter air pollution - A critical review. **Environmental International**, v. 74, p. 32-41, 2015.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

BALBO, J. T. **Pavimentação asfáltica: materiais, projetos e restauração**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 558 p.

BALDISSERA, F. L.; MORENO, U. F.; CASTELAN, E. PIERI, E. R. Aplicação de back stepping para controle de óxidos de nitrogênio em veículos diesel. **Revista Controle e Automoção**, v. 23, p. 374-385, 2012.

BARRY, R. G.; CHORLEY, R. J. **Atmosfera, tempo e clima**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.

BASAGAÑA, X.; JACQUEMIN, B.; KARANASIOU, A.; OSTRO, QUEROL, X.; AGIS, D.; ALESSANDRINI, E.; ALGUACIL, J.; ARTIÑANO, B.; CATRAMBONE, M.; DE LA ROSA, J. D.; DÍAZ, J.; FAUSTINI, A.; FERRARI, S.; FORASTIERE, F.; KATSOUYANNI, K.; LINARES, C.; PERRINO, C.; RANZI, A.; RICCIARDELLI, I.; SAMOLI, E.; ZAULI-SAJANI, S.; SUNYER, J.; STAFOGGIA, M. Short-term effects of particulate matter constituents on daily hospitalizations and mortality in five South-European cities: results from the MED-PARTICLES project. **Environmental International**, v. 75, p. 151-158, 2015.

BELO HORIZONTE. Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Monitoramento da qualidade do ar na região metropolitana de Belo Horizonte no ano base de 2011: relatório técnico**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2013. 60 p.

BERNARD, S. M.; SAMET, J. M.; GRAMBSCH, A.; EBI, K. L.; ROMIEU, I. The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, p. 199-209, 2001.

BEVERLAND, I. J.; CARDER, M.; COHEN, G. R.; HEAL.; AGIUS, R. M. Associations between short/medium-term variations in black smoke air pollution and mortality in the Glasgow conurbation, UK. **Environment International**, v. 50, p. 1-6, 2012.

BEZERRA, D. M. **Síntese e caracterização de catalisadores heterogêneos tipo Perovskita para conversão de óxido de nitrogênio e monóxido de carbono em gases de combustão de diesel**. 2012. 106 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2012.

BLOCK, M. L.; ELDER, A.; AUTEN, R. L.; BILBO, S. D.; CHEN, H.; CHEN, J.; CORY-SLECHTA, D. A.; COSTA, D.; DIAZ-SANCHEZ, D.; DORMAN, D. C.; GOLD, D. R.; GRAY, K.; JENG, H. A.; KAUFMAN, J. D.; KLEINMAN, M. T.; KIRSHNER, A.; LAWLER, C.; MILLER, D. S.; NADADUR, S. S.; RITZ, B.; SEMMENS, E. O.; TONELLI, L. H.; VERONESI, B.; WRIGHT, R. O.; WRIGHT, R. J. The outdoor air pollution and brain health workshop. **Neurotoxicology**, v. 33, n. 5, p. 972-984, 2012.

BOURDON, J. A.; WILLIAMS, A.; KUO, B.; MOFFAT, I.; WHITE, P. A.; HALAPPANAVAR, S.; VOGEL, U.; WALLIN, H.; YAU, C. L. Gene expression profiling to identify potentially relevant disease outcomes and support human health risk assessment for carbon black nanoparticle exposure. **Toxicology**, v. 303, p. 83-93, 2013.

BOUWMAN, A. F.; LEE, D. S.; ASMAN, W. A. H.; DENTENER, F. J.; VAN DER HOEK, K. W.; OLIVER, J. G. J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 4, p. 561-587, 1997.

BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÁ, P. A.; DIVA, P. H. N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. S570-S578, 2007.

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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 ago. 1975.

BRASIL, Lei Federal nº. 6.803, de 2 de julho de 1980. Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 7 jul. 1980.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 003**, de 28 de junho de 1990. Estabelece padrões de qualidade do ar para concentração de poluentes atmosféricos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, de 28 ago. 1990a.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 008**, de 28 de dezembro de 1990. Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, de 28 dez. 1990b.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 05, de 15 de junho de 1989**. Instituir o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar - PRONAR, como um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem estar das populações e melhoria da qualidade de vida. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, de 30 ago. 1989.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 18, de 06 de maio de 1986**. Institui o Programa de Controle da Poluição do ar por Veículos Automotores - PROCONVE. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, de 17 jun. 1986.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 382**, de 26 de dezembro de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Diário Oficial da União. Poder Executivo, de 2 jan.2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Proconve: Programa de Controle de Poluição do ar por Veículos Automotores**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/proconve_163.pdf>. Acesso em: 2 dez. 2014.

BRUM, D. R. **Estudo da composição química do material particulado fino (MP_{2,5}) em Porto Alegre e Belo Horizonte**. 2010. 77 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Atmosféricas) - Instituto de astronomia, geofísica e ciências atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

CANÇADO, J. E. D. **A poluição atmosférica e sua relação com a saúde humana na região canavieira de Piracicaba - SP**. 2003. 214 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A. B.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, p. s5-s11, 2006.

CASTRO, B. P. **Determinação de compostos monoaromáticos voláteis provenientes de emissões de veículos leves, em estacionamentos subterrâneos**. 2011. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

CASTRO, H. A.; GOUVEIA, N.; ESCAMILLA-CEJUDO, J. A. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, p. 135-149, 2003.

CAVALCANTI, P. M. P. S. **Modelo de gestão da qualidade do ar - Abordagem preventiva e corretiva**. 2010. 252 p. Tese (Doutorado em Ciência em Planejamento Energético) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, 2014. 110 p.

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

CETIN, B.; YATKIN, S.; BAYRAM, A.; ODABASI, M. Ambient concentrations and source apportionment of PCBs and trace elements around an industrial area in Izmir, Turkey. **Chemosphere**, v. 69, p. 1267-1277, 2007.

CHALOULAKOU, A.; KASSOMENOS, P.; GRIVAS, G.; SPYRELLIS, N. Particulate matter and black smoke concentration levels in central Athens, Greece. **Environment International**, v. 31, p. 651-659, 2005.

CHEN, X.; DAY, D.; SCHICHEL, B.; MALM, W.; MATZOLL, A. K.; MOJICA, J.; MCDADE, C. E.; HARDISON, E. D.; HARDISON D. L.; WALTERS, S.; WATER, M. V. D.; COLLETT JR., J. L. Seasonal ambient ammonia and ammonium concentrations in a pilot IMPROVE NH₃ monitoring in the western United States. **Atmospheric Environment**, v. 91, p. 118-126, 2014.

CHENG, S.; LANG, J.; ZHOU, Y.; HAN, L.; WANG, G.; CHEN, D. A new monitoring-simulation-source apportionment approach for investigating the vehicular emission contribution to the PM_{2.5} pollution in Beijing, China. **Atmospheric Environment**, v. 79, p. 308-316, 2013.

CIVAN, M. Y.; ELBIR, T.; SEYFIOGLU, R.; KUNTASAL, O. O.; BAYRAM; DOGAN, G.; YURDAKUL, S.; ANDIÇ. O.; MUEZZINOGLU, A.; SOFUOGLU, S. C.; PEKEY, H.; PEKEY, B.; BOZLAKER, A.; ODABASI, M.; TUNCEL, G. Spatial and temporal variations in atmospheric VOCs, NO₂, SO₂, and O₃ concentrations at a heavily industrialized region in Western Turkey, and assessment of the carcinogenic risk levels of benzene. **Atmospheric Environment**, v. 103, p. 102-113, 2015.

CONTI, S.; LAFRANCONI, A.; ZANOBBETTI, A.; FORNAC.; MADOTTO, F.; SCHWARTZ, J.; CESANA, G. Cardiorespiratory treatments as modifiers of the relationship between particulate matter and health: A case-only analysis on hospitalized patients in Italy. **Environmental Research**, v. 136, p. 491-499, 2015.

CORDEIRO, D. S. **Estudo de aspectos de comportamento fotoquímico e eletroquímico de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos**. 2006. 104 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

COSTA, M. A. P. M.; MIYASHIRO, G. M.; CAMPELO, V.; BARBOSA C.; FILHO, E. M. S.; SILVA, I.; KLIGERMAN, D. C.; COHEN, S. C. Efeitos das partículas totais em suspensão (PTS) na saúde da população dos bairros de Benfica, Bonsucesso, Ramos e Manguinhos - Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 5, n. 9, p. 99-114, 2009.

COSTABILE, F.; ANGELINI, F.; BARNABA, F.; GOBBI, G. P. Partitioning of Black Carbon between ultrafine and fine particle modes in an urban airport vs. urban background environment. **Atmospheric Environment**, v. 102, p. 136-144, 2015.

CROES, K.; VAN LANGENHOVE, K.; ELSKEN, M.; DESMEDT, M.; ROEKENS, E.; KOTZ, A.; DENISON, M. S.; BAEYENS, W. Analysis of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in atmospheric deposition samples from the Flemish measurement network: Optimization and validation of a new CALUX bioassay method. **Chemosphere**, v. 82, p. 718-724, 2011.

DEKONINCK, L.; BOTTELDOOREN, D. PANIS, L. I.; HANKEY, S.; JAIN, G.; KARTHIK, S.; MARSHALL, J. Applicability of a noise-based model to estimate in-traffic exposure to black carbon and particle number concentrations in different cultures. **Environment International**, v. 74, p. 89-98, 2015.

DENATRAN. Departamento Nacional de Trânsito. **Frota de veículos 2014**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota2014.htm>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

DEVOS, O.; COMBET, E.; TASSEL, P.; PATUREL, L. Exhaust emissions of PAHs of passenger cars. **Polycyclic Aromatic Compounds**, v. 26, p. 69-78, 2006.

DIAS, J. W. C. **APV Trigás**: Amostrador de Pequeno Volume para coleta de até três gases - Manual de operação. Rio de Janeiro: Energética, 2012b. 82 p.

DIAS, J. W. C. **OPSOMS**: Amostrador de Pequeno Volume para coleta de fumaça e SO₂ - Manual de operação. Rio de Janeiro: Energética, 2012a. 83 p.

DORE, A.K.; HALLSWORTH, S.; MCDONALD, A. G.; WENER, M.; A, M.; ABBOT, J.; NEMITZ, E.; DORE, C. J.; MALCOLM, H.; VIENO, M.; REIS, S.; FOWLER, D. Quantifying missing annual emission sources of heavy metals in the United Kingdom with an atmospheric transport model. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, p. 171-180, 2014.

DRAGOSITS, U.; DORE, A. J.; SHEPPARD, L. J.; VIENO, M.; TANG, Y. S.; THEOBALD, M. R.; SUTTON, M. A. Sources, dispersion and fate of atmospheric ammonia. In: HATFIELD, J. L.; FOLLETT, R. F. (Eds.) **Nitrogen in the environment**: sources, problems and management. 2. ed. Waltham: Academic Press, 2008, p. 333-396.

EC. European Comission. **Air Quality Standards**.2015. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>>. Acesso em: 22 jan. 2015.

EC. European Comission. **Assessment of the Effectiveness of European Air Quality Policies and Measures**. Belgium: Mileu Ltd., 2004.

EL DIB, G. Impacts of atmospheric pollution on climate change - laboratory studies. **Energy Procedia**, v. 6, p. 600-609, 2011.

ELBIR, T.; CETIN, B.; CETIN, E.; BAYRAM, A.; BASI, M. Characterization of Volatile Organic Compounds (VOCs) and their sources in the air of Izmir, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 133, p. 149-160, 2007.

ENGEL-COX, J.; OANH, N. T. K.; DONKELAAR V.; MARTIN, R. V.; ZELL, E. Toward the next generation of air quality monitoring: Particulate Matter. **Atmospheric Environment**, v. 80, p. 584-590, 2013.

EPA. United States Environment Protection Agency. **About Air Toxic**. 2012. Disponível em: <<http://www.epa.gov/oar/toxicair/newtoxics.html>>. Acesso em: 3 dez. 2014.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Code of Federal Regulation – CFR 40**.Part 53 to 60. Whashington: US Goverment Printing Office, 1987.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Air toxic web site Benzene**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttnatw01/hlthef/benzene.html>>. Acesso em: 26 nov. 2014a.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Compendium method IO-2.1 - Sampling of ambient air for total suspended particulate matter (SPM) and PM₁₀ using high volume (HV) sampler**. In: EPA. Compendium of methods for the determination of inorganic compounds in ambiente air. EPA/625/R-96/010a. Cincinnati, 1999.

EPA. United States Environment Protection Agency. **National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)**. 2014b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/criteria.html>>. Acesso em: 1 dez. 2014.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Pararosaniline method for the determination of sulfur dioxide in the atmosphere - technicon II automated analysis system**. Epa designated equivalent method n°. EQS-0775-002. Research Triangle Park, 1975.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Washington DC: EPA Office of Solid Waste, 2008.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Sodium arsenite method for determination of nitrogen in the atmosphere**. EPA designated equivalent method n°. EQN-1277-026. Research Triangle Park, 1977.

ETUFOR. Empresa de Transporte Urbano de Fortaleza. **Ônibus e Vans**. Disponível em: <<http://www.fortaleza.ce.gov.br/etufor/consultas>>. Acesso em: 17 dez. 2014.

FARMAN, J. C.; GARDINER, G. B.; SHANKLIN, J. D. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction. **Nature**, v. 315, p. 207-210, 1985.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 395-400, 2006.

FELIX, E. P.; CARDOSO, A. A. **Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise**. Química Nova, v. 27, p. 123-130, 2004.

FIGUEIRA, S. R. F. Reflexões sobre as características regionais estaduais no mercado de etanol hidratado brasileiro entre 2000 e 2009. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 07, 11-28, 2012.

FINLAYSON-PITTS, B; PITTS Jr., J. **Chemistry of the upper and lower atmosphere**. San Diego: Academic Press, 2000, 969 p.

FLAGRAN, R. C.; SEINFELD, J. H. **Fundamentals of air pollution engineering**. New Jersey: Englewood Cliffs, 1988, 542 p.

FREEDMAN, B. **Environmental ecology**: the ecological effects of pollution disturbance, and other stresses. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1995. 588 p.

FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP₁₀ e MP_{2,5} e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbano rural de Londrina. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1750-1754, 2009.

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

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Chuvas na quadra chuvosa de 2014 ficaram 24% abaixo da média. **Funceme**, 27/06/2014a. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/comunicacao/noticias/604-chuvas-na-quadra-chuvosa-de-2014-ficaram-24-abaixo-da-m%C3%83%C2%A9dia>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Começa a temporada dos ventos mais intensos no Ceará. **Funceme**, 16/10/2014b. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/comunicacao/noticias/609-come%C3%A7a-a-temporada-dos-ventos-mais-intensos-no-cear%C3%A1>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

GARRIDO, A.; JIMÉNEZ-GUERRERO, P.; RATOLA, N. Levels, trends and health concerns of atmospheric PAHs in Europe. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 474-484, 2014.

GIL, E. S. **Evaluation of ammonia slip catalysts**. 2013. 65 f. Dissertação (Mestrado em Inovação e Engenharia Química Sustentável) - Departamento de Engenharia Química e Biológica, Divisão de Engenharia Química, Universidade Técnica Chalmers, Göteborg, 2013.

GOEL, R.; GUTTIKUNDA, S. K. Evo of on-road vehicle exhaust emissions in Delhi. **Atmospheric Environment**, v. 105, p. 78-90, 2015.

GONÇALVES, L. Aguanambi é a avenida com maior movimento de veículos em Fortaleza. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 21/02/2015. Disponível em: <<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/aguanambi-e-a-avenida-com-maior-movimento-de-veiculos-em-fortaleza-1.1226375>>. Acesso em: 21 fev. 2015.

GURGEL, A. M.; MEDEIROS, A. C. L. V.; ALVES, P. C.; SILVA, J. M.; GURGEL, I. G. D.; AUGUSTO, L. G. S. Framework dos cenários de risco no contexto de implantação de uma refinaria de petróleo em Pernambuco. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, p. 2027-2038, 2009.

HAMAOU-LAGUEL, I.; MELEUX, F.; BEEKMANN, M.; BESSAGNET, B.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; LÉTINOIS, L. Improving ammonia emissions in air quality modelling for France. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 584-595, 2014.

HAN, X.; NAEHER, L. P. A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world. **Environment International**, v. 32, p. 106-120, 2006.

HAO, J.; WANG, L. Improving Urban Air Quality in China: Beijing Case Study. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 55, p. 1298-1305, 2005.

HAO, J.; WANG, L.; LI, L.; HU, J.; YU, X. Air pollutants contribution and control strategies of energy-use related sources in Beijin. **Science in China Ser. Earth Sciences**, v. 48, p. 138-146, 2005.

HEAL, M. R.; QUINCEY, P. The relationship between black carbon concentration and black smoke: A more general approach. **Atmospheric Environment**, v. 54, p. 538-544, 2012.

HERNÁNDEZ-MORENO, A.; MUGICA-ÁLVAREZ, V. Vehicular fleets forecasting to Project pollutant emissions: Mexico city metropolitan area case. **Transport Policy**, v. 27, p. 189-199, 2013.

HETTIGE, H.; MARTIN, P.; SINGH, M.; WHEELER, D. **The industrial pollution projection system**. Policy Research Working Paper nº.1431, 1995.

HODGSON, S.; KHAW, F.; PEARCE, M. S.; PLESS-MULLOLI, T. Predicting black smoke levels from deposit gauge and SO₂ data to estimate long-term exposure in the United Kingdom, 1956–1961. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 21, p. 3356-3363, 2009.

HSU, L.; LIN, C. Binary VOCs absorption in a rotating packed bed with blade packings. **Journal of Environmental Management**, v. 98, p. 175-182, 2012.

HU, H.; ZHANG, X.; LIN, L. The interactions between China's economic growth, energy production and consumption and the related air emissions during 2000–2011. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 38-51, 2014.

JEDYNSKA, A.; HOEK, G.; EEFTENS, M.; CYRYS, J.; KEUKEN, M.; AMPE, C.; BEELEN, R.; CESARONI, G.; FORASTIERE, F.; CIRACH, M.; HOOG, K.; NAZELLE, A.; MADSEN, C.; DECLERCQ, C.; ERIKSEN, K. T.; KATSOUYANNI, K.; AKHLAGHI, H. M.; LANKI, T.; MELIEFSTE, K.; NIEUWENHUIJSEN, M.; OLDENWENING, M.; PENNANEN, A. T.; RAASCHOU-NIELSEN, O.; BRUNEKREEF, B.; KOOTER, I. M. Spatial variations of PAH, hopanes/steranes and EC/OC concentrations within and between European study areas. **Atmospheric Environment**, v. 48, p. 239-248, 2014.

JONES, A. M.; HARRISON, R. M. BAKER, J. The wind speed dependence of the concentrations of airborne particulate matter and NO_x. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 1682-1690, 2010.

KAKIMOTO, K.; NAGAYOSHI, H.; KONISHI, Y.; KAJIMURA, K.; OHURA, T.; HAYAKAWA, K.; TORIBA, A. Atmospheric chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons in East Asia. **Chemosphere**, v. 111, p. 40-46, 2014.

KANSAL, A. Sources and reactivity of NMHCs and VOCs in the atmosphere: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, p. 17-26, 2009.

KEAN, A. J.; LITTLEJOHN, D.; BAN-WEISS, G. A.; HARLEY, R. A.; KIRCHSTETTER, T. W.; LUNDEN, M. M. Trends in on-road vehicle emissions of ammonia. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 1565-1570, 2009.

KIM, K.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of particulate matter. **Environmental International**, v. 74, p. 136-143, 2015.

KLOMPMAKER, J. O.; MONTAGNE, D. R.; MALIEFSTE, K.; HOEK, G.; BRUNEKREEF, B. Spatial variation of ultrafine particles and black carbon in two cities: results from a short-term measurement campaign. **Science of the Total Environment**, v. 508, p. 266-275, 2015.

KOPPMANN, R (Ed.). **Volatile Organic Compounds in the atmosphere**. 1. ed. New Jersey: Wiley-Blackwell Publishing, 2007, 489 p.

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, L.; CHOONG, C.; ENG, Y. Carbon dioxide emission, institutional quality, and economic growth: Empirical evidence in Malaysia. **Renewable Energy**, v. 68, p. 276-281, 2014.

LEITE, R. C. V.; FROTA, A. B. Análise da influência da verticalização sobre a ventilação natural através de aplicativo de dinâmica dos fluidos computadorizada - Estudo de caso em Fortaleza, Ceará. In: VIII Seminário Internacional de Arquitetura, Urbanismo e Design, 2010, São Paulo (SP). **Anais...** 2010.

LEMIEUX, P. M.; LUTES, C. C.; SANTOIANNI, D. A. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 30, p. 1-32, 2004.

LEUNG, P. Y.; WAN, H. T.; BILLAH, M. B.; CAO, J. J.; HO, K. F.; WONG, C. K. C. Chemical and biological characterization of air particulate matter 2.5, collected from five cities in China. **Environmental Pollution**, v. 194, p. 188-195, 2014.

LI, X.; LI, Y.; ZHANG, Q.; WANG, P.; YANG, H.; JIANG, G.; WEI, F. Evaluation of atmospheric sources of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs around a steel industrial complex in northeast China using passive air samplers. **Chemosphere**, v. 84, p. 957-963, 2011.

LI, Z.; FENG, X.; LI, G.; BI, X.; ZHU, J.; QIN, H.; DAI, Z.; LIU, J.; LI, Q.; SUN, G. Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China. **Environmental Pollution**, v. 182, n. 51, p. 408-416, 2013.

LIU, C. **Evaluating the CO distributions from current atmospheric chemistry models using satellite observations from MOPITT and SCIAMACHY**. 2010. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) - Faculdades Integradas para Ciências Naturais e Matemáticas, Universidade Ruperto-Carola de Heidelberg, Heidelberg, 2010.

LIU, W.; HSIEH, H.; CHEN, S.; CHG, J. S.; LIN, N.; CHANG, C.; WANG, J. Diagnosis of air quality through observation and modeling of volatile organic compounds (VOCs) as pollution tracers. **Atmospheric Environment**, v. 55, n. 9, p. 56-63, 2012.

LOUREIRO, L. N. **Panorâmica sobre emissões atmosféricas estudo de caso: avaliação do inventário de emissões atmosféricas da região metropolitana do Rio de Janeiro para fontes móveis**. 2005. 153 p. Dissertação (Mestrado em planejamento energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

LOZANO, A.; USERO, J.; VANDERLINDEN, E.; RAEZ, J.; CONTRERAS, J.; NAVARRETE, B.; BAKOURI, H. E. Optimization of the design of air quality monitoring networks and its application to NO₂ and O₃ in Jaen, Spain. **Microchemical Journal**, v. 96, p. 406-411, 2010.

LUVSAN, M.; SHIE, R.; PUREVDORJ, T.; BADARCH, L.; BALDORJ, CHAN, C. The influence of emission sources and meteorological conditions on SO₂ pollution in Mongolia. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 542-549, 2012.

MAGALHÃES, L. C. **Estudo do material particulado atmosférico e metais associados às partículas totais em suspensão na cidade de Ouro Preto, MG**. 2005. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

MAHMOUD, K. F.; ALFARO, S. C.; FAVEZ, O.; WAHAB, M. M. A.; SCIARE, J. Origin of black carbon concentration peaks in Cairo (Egypt). **Atmospheric Research**, v. 89, p. 161-169, 2008.

MAIOLI, B. G. **Quantificação e caracterização do material particulado fino (MP_{2,5}) na região metropolitana da Grande Vitória-ES**. 2011. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

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

MARTINELLI, N.; OLIVIERI, O.; GIRELLI, D. Air particulate matter and cardiovascular disease: A narrative review. **European Journal of Internal Medicine**, v. 24, p. 295-302, 2013.

MARTINS, C. R.; ANDRADE, J. B. Química atmosférica do enxofre (IV): emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. **Química Nova**, v. 25, p. 259-272, 2002.

MASIOL, M.; AGOSTINELLI, C.; FORMENTON, G.; TARABOTTI, E.; PAVONI, B. Thirteen years of air pollution hourly monitoring in a large city: Potential sources, trends, cycles and effects of car-free days. **Science of the Total Environment**, v. 494-495, p. 84-96, 2014.

MELKONYAN, A.; KUTTLER, W. Long-term analysis of NO, NO₂ and O₃ concentrations in North Rhine-Westphalia Germany. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 316-326, 2012.

MORAES, M. R. **Ferramenta para a previsão do vento e dispersão de poluentes na micro-escala atmosférica**. 2004. 175 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MOTELAY-MASSEI, A.; OLLIVON, D.; GARBAN, B.; TIPHAGNELARCHER, K.; ZIMMERLIN, I.; CHEVREUIL, M. PAHs in the bulk atmospheric deposition of the Seine river basin: Source identification and apportionment by ratios, multivariate statistical techniques and scanning electron microscopy. **Chemosphere**, v. 67, p. 312-321, 2007.

NARESH, R.; SUNDAR, S.; SHUKLA, J. B. Modeling the removal of primary and secondary pollutants from the atmosphere of a city by rain. **Applied Mathematics and Computation**, v. 179, p. 282-295, 2006.

NEGRI, A. **Estudo dos efeitos mutagênicos da poluição ambiental em trabalhadores de rua em São Paulo**. 2009. 65 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

NEVES, F. L. **Caracterização de compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos como indicadores da qualidade do ar no Rio de Janeiro**. 2002. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

NOTARIO, A.; BRAVO, I.; ADAME, J. A.; DÍAZ-DE-MERA, Y.; ARANDA, A.; RODRÍGUEZ, A.; RODRÍGUEZ, D. Analysis of NO, NO₂, NO_x, O₃ and oxidant (OX = O₃+NO₂) levels measured in a metropolitan area in the southwest of Iberian Peninsula. **Atmospheric Research**, v. 104-105, p. 217-226, 2012.

NOVAKOV, T.; HANSEN, J. E. Black carbon emissions in the United Kingdom during the past four decades: an empirical analysis. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 4155-4163, 2004.

OAKES, M.; BAXTER, L.; LONG, T. C. Evaluating the application of multipollutant exposure metrics in air pollution health studies. **Environment International**, v. 69, p. 90-99, 2014.

OHARA, T.; AKIMOTO, H.; KUROKAWA, J.; HORII, N.; YAMAJI, K.; YAN, X.; HAYASAKA, T. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980-2020. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 7, p. 4419-4444, 2007.

OHURA, T.; HORII, Y.; KOJIMA, M.; KAMIYA, Y. Diurnal variability of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air, Japan. **Atmospheric Environment**, v. 81, n. 13, p. 84-91, 2013.

OLAJIRE, A. A. Valorization of greenhouse carbon dioxide emissions into value-added products by catalytic processes. **Journal of CO₂ Utilization**, v. 3-4, p. 74-92, 2013.

OLIVEIRA, S. Cearenses não sabem a qualidade do ar que respiram. **O Povo**, Fortaleza, 30/12/2013. Disponível em: <<http://www.opovo.com.br/app/opovo/cotidiano/2013/12/30/noticiasjornalcotidiano,3183662/cearenses-nao-sabem-a-qualidade-do-ar-que-respiram.shtml>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

PANDIAN, S.; GOKHALE, S.; GHOSHAL, A. K. Evaluating effects of traffic and vehicle characteristics on vehicular emissions near traffic intersections. **Transportation Research Part D**, v. 14, p. 180-196, 2009.

PARRISH, D. D.; SINGH, H. B.; MOLINA, L.; MANDRONICH, S. Air quality progress in North American megacities: a review. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 7015-7025, 2011.

PERRINO, C.; CATRAMBONE, M.; BUCCHIANICO, A. D. M. D.; ALLEGRI, I. Gaseous ammonia in the urban area of Rome, Italy and its relationship with traffic emissions. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 5385-5394, 2002.

PETROBRAS. **Informações Diesel S-10**. Disponível em: <www.petrobras.com.br>. Acesso em: 21 nov. 2014.

PINHEIRO, K. AMC lista vias de maior fluxo em Fortaleza; Saiba como fugir delas. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 01 de janeiro de 2012. Disponível em: <<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/online/amc-lista-vias-de-maior-fluxo-em-fortaleza-saiba-como-fugir-delas-1.861611>>. Acesso em: 17 dez. 2014.

PIPAL, A. S.; SATSANGI, P. G. Study of carbonaceous species, morphology and sources of fine (PM_{2.5}) and coarse (PM₁₀) particles along with climatic nature in India. **Atmospheric Research**, v. 154, p. 103-115, 2015.

PIRES, D. O. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2005. 194 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

PUI, D. Y. H.; CHEN, S.; ZUO, Z. PM_{2.5} in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation. **Particuology**, v. 13, p. 1-26, 2014.

QUEIROZ, P. G. M.; JACOMINO, V. M. F.; MENEZES, M. A. B. C.; Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de Sete Lagoas, Minas Gerais. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1233-1239, 2007.

QUINCEY, P. A relationship between black smoke index and black carbon concentration. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 7964-7968, 2007.

QUINCEY, P.; BUTTERFIELD, D.; GREEN, D.; FULLER, G. W. Black smoke and black carbon further investigation of the relationship between these ambient air metrics. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 3528-3534, 2011.

RAMANATHAN, V.; FENG, Y. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 37-50, 2009.

RAMIRES, L. O. R. **Análise da fonte e composição da poluição atmosférica em diferentes locais da região metropolitana de São Paulo**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

RECHE, C.; VIANA, M.; KARANASIOU, A.; CUSACK, M.; ALASTUEY, A.; ANÑANO, B.; REVUELTA, M. A.; LÓPEZ-MAHÍA, P.; BLANCO-HERAS, G.; RODRÍGUEZ, S.; DE LA CAMPA, A. M. S.; FERNÁNDEZ-CAMACHO, R.; GONZÁLEZ-CASTANEDO, Y.; MANTILLA, E.; TANG, Y. S.; QUEROL, X. Urban NH₃ levels and sources in six major Spanish cities. **Chemosphere**, v. 119, p. 769-777, 2015.

RIBEIRO, W. C. Políticas públicas ambientais no Brasil: mitigação das mudanças climáticas. **Scripta Nova**, v. 12, p. 1-11, 2008.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.

RODRÍGUEZ, S.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; VIANA, M.; ALARCÓN, M.; MANTILLA, E.; RUIZ, C. R. Comparative PM₁₀–PM_{2.5} source contribution study at rural, urban and industrial sites during PM episodes in Eastern Spain. **Science of the Total Environment**, v. 328, p. 95-113, 2004.

ROMERO-LANKAO, P.; QIN, H.; BORBOR-CORDOVA, M. Exploration of health risks related to air pollution and temperature in three Latin American cities. **Social Science & Medicine**, v. 83, p. 110-118, 2013.

ROWANGOULD, G. M. A new approach for evaluating regional exposure to part matter emissions from motor vehicles. **Transportation Research Part D**, v. 34, p. 307-317, 2015.

SAJANI, S. Z.; RICCIARDELLI, I.; TRENTINI, A.; BACCO, D.; MACCONE, C.; CASTELLAZZI, S.; LAURIOLA, P.; POLUZZI, V.; HARRISON, R. M. Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM_{2.5} mass and chemical components. **Atmospheric Environment**, v. 103, p. 307-320, 2015.

SANTOS, J. V. S. **Estudo de espécies metálicas presentes no material particulado emitido por motor de combustão operando com diesel e biodiesel e na atmosfera na área da Baía de Todos os Santos**. 2012. 130 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Padrões de Qualidade do ar**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa??es-B?sicas/22- Padr?es-e-?ndices>>. Acesso em: 3 dez. 2014.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual Nº. 59.113**, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo. Poder Executivo, de 24 abr. 2013.

SÃO PAULO. **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2002**. São Paulo: CETESB, 2003.

SCHAAP, M.; DENIER VAN DER GON, H. A. C. On the variability of black smoke and carbonaceous aerosols in the Netherlands. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 5908-5920, 2007.

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

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2006. 1225 p.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change**. 2. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2006, 1225p.

SHI, Y.; YAMAGUCHI, Y. A high-resolution and multi-year emissions inventory for biomass burning in Southeast Asia during 2001 e 2010. **Atmospheric Environment**, v. 98, p. 8-16, 2014.

SHUKLA, J. B.; MISRA, A. K.; SUNDAR, S.; NARESH, R. Effect on removal of gaseous pollutant and two different particulate matters from the atmosphere of a city. **Matemtical and Computer Modelling**, v. 48, p. 832-844, 2008.

SILVA, A. B.; ARAGÃO, M. R. S.; CORREIA, M. F.; SILVA, P. K. O. Caracterização da variabilidade do vento no Aeroporto Internacional de Fortaleza, Ceará. Parte 1: Análise da direção. In: XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia, 2010, Belém (PA). **Anais...** 2010.

SILVA, J. A. **Um estudo da qualidade do ar na cidade de Fortaleza**. 2010. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Físicas Aplicadas) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2010.

SISNANDO, J. Fortaleza terá mapa dos níveis de poluição. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 09/10/2014. Disponível em: <<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/fortaleza-tera-mapa-dos-niveis-de-poluicao-1.1120374>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

SKOULLOUDIS, A. N.; KASSOMENOS, P. Combining environment and health information systems for the assessment of atmospheric pollution on human health. **Science of the Total Environment**, v. 488-489, p. 362-368, 2014.

SOLTANI, N.; KESHAVARZI, B.; MOORE, F.; VAKOL, T.; LAHIJANZADEH, A. R.; JAAFARZADEH, N.; KERMANI, M. Ecological and human health of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 712-723, 2015.

SOUZA, P. A.; MELLO, W. Z.; MARIANI, R. L.; SELLA, S. M. Caracterização do material particulado fino e grosso e composição da fração inorgânica solúvel em água em São José dos Campos (SP). **Química Nova**, v. 33, p. 1247-1254, 2010.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. **Química ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice, 2009. 328 p.

SZWARCFITER, L. **Avaliação do potencial de programas de inspeção e manutenção e de renovação acelerada da frota**. 2004. 274 f. Tese (Doutorado em Ciências em Planejamento Energético) - Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

TADANO, Y. S.; BORILLO, G. C.; GODOI, A. F. L.; CICHON, A.; SILVA, T.; VALEBONA, F. B.; ERRERA, M.; NETO, R. A. P.; REMPEL, D.; MARTIN, L. YAMAMOTO, C. L.; GODOI, R. H. M. Gaseous emissions from heavy-duty engine equipped with SCR after treatment system and fuelled with diesel and biodiesel: Assessment of pollutant dispersion and health risk. **Science of the Total Environment**, v. 500-501, p. 64-71, 2014.

TAHA, G.; BOX, G. P.; COHEN, D. D.; STELCER, E. Black carbon measurement using laser integrating plate method. **Aerosol Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 266-276, 2007.

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

THURSTON, G. D. Outdoor air pollution: sources, atmospheric transport, and human health effects. **International Encyclopedia of Public Health**, p. 700-712, 2008.

TORRES, F. T. P.; MARTINS, L. A. Fatores que influenciam na concentração do material particulado inalável na cidade de Juiz de Fora (MG). **Caminhos de Geografia**, v. 4, n. 16, p. 23-39, 2005.

TRUC, V. T. Q.; OANH, N. T. K. Roadside BTEX and other gaseous air pollutants in relation to emission sources. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 7685-7697, 2007.

VALLERO, D. **Fundamentals of Air Pollution**. 4. ed. Oxford: Elsevier, 2008.

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 438 p.

VIEIRA, L. M. **Avaliação da qualidade do ar em um porto através de parâmetros físico-químicos e toxicológicos**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2007.

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

VILLANUEVA, F.; TAPIA, A.; NOTARIO, A. ALBALADEJO, J.; MARTÍNEZ, E. Ambient levels and temporal trends of VOCs, including carbonyl compounds, and ozone at Cabañeros National Park border, Spain. **Atmospheric Environment**, v. 85, p. 256-265, 2014.

VLIET, E. D. S. V.; ASANTE, K.; JACK, D. W.; KINNEY, P. L.; WHYATT, R. M.; CHILLRUD, S. N.; ABOKYI, L.; ZANDOH, C.; OWUSU-AGYEI, S. Personal exposures to fine particulate matter and black carbon in households cooking with biomass fuels in rural Ghana. **Environmental Research**, v. 127, n. 7, p. 40-48, 2013.

VORMITTAG, E. M. P. A.; COSTA, R. R.; BRAGA, A. A.; MIRANDA, M.; NASCIMENTO, N. C.; SALDIVA, P. H. N. **Monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. São Paulo: Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2014. 99 p.

VORMITTAG, E. M. P. A.; RODRIGUES, C. G.; MIRANDA, M. J.; CAVALCANTE, J. A.; COSTA, R. R.; CAMARGO, C. A.; SALDIVA, P. H. N. **Avaliação do impacto da poluição atmosférica no Estado de São Paulo sob a visão da saúde**. São Paulo: Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2013. 82 p.

WALLACE, J. M.; HOBBS, P. V. **Atmospheric Science: an introductory survey**. 2. ed. San Diego: Waltham: Academic Press, 2006. 506 p.

WANNER, H. U. Effects of atmospheric pollution on human health. **Journal of Aerosol Science**, v. 21, n. 1, p. S389-S396, 1990.

WHO. World Health Organization. **Air guidelines for Europe**. 2. ed. European Series Nº. 91. Copenhagen: WHO Regional Publication, 2000. 273 p.

WHO. World Health Organization. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**. Global update 2005. Geneva: WHO, 2005. 20 p.

WRASSE, C. M. **Observação da temperatura rotacional da hidroxila através da aeroluminescência na região da mesosfera terrestre**. 200. 125 p. Dissertação (Mestrado em Geofísica Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2000.

WU, D.; WANG, Z.; CHEN, J.; KONG, S.; FU, X.; DENG, H.; SHAO, G.; WU, G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ at a coal-based industrial city: Implication for PAH control at industrial agglomeration regions, China. **Atmospheric Research**, v. 149, p. 217-229, 2014.

XU, J.; YAN, F.; XIE, Y.; WANG, F.; WU, J.; FU, Q. Impact of meteorological conditions on a nine-day particulate matter pollution event observed in December 2013, Shanghai, China. **Particuology**, in press, 11 p. 2015.

YANG, T.; GUILIN, H.; ZHIFANG, X. Atmospheric black carbon deposit in Beijin and Zhangbei, China. **Procedia Earth and Planetary Science**, v. 10, p. 383-387, 2014.

ZBIERANOWSKI, A. L.; AHERNE, J. Ambient concentrations of atmospheric ammonia, nitrogen dioxide and nitric acid in an intensive agricultural region. **Atmospheric Environment**, v. 70, p. 289-299, 2013.

ZBIERANOWSKI, A. L.; AHERNE, J. Ambient concentrations of atmospheric ammonia, nitrogen dioxide and nitric acid across a rural-urban-agricultural transect in southern Ontario, Canada. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 481-491, 2012.

ZHANG, L.; DONG, L.; YANG, W.; ZHOU, L.; SHI, S.; ZHANG, X.; NIU, S.; LI, L. WU, Z.; HUANG, Y. Passive air sampling of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the Yangtze River Delta, China: Concentrations, distributions, and cancer risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 181, p. 159-166, 2013.

ZHANG, X.; RAO, R.; HUANG, Y.; MAO, M.; BERG, M. J.; SUN, W. Black carbon an urban central China. **Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer**, v. 150, p. 3-11, 2015.

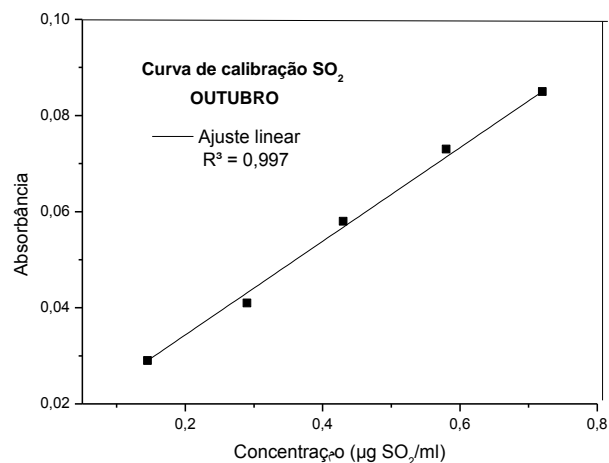
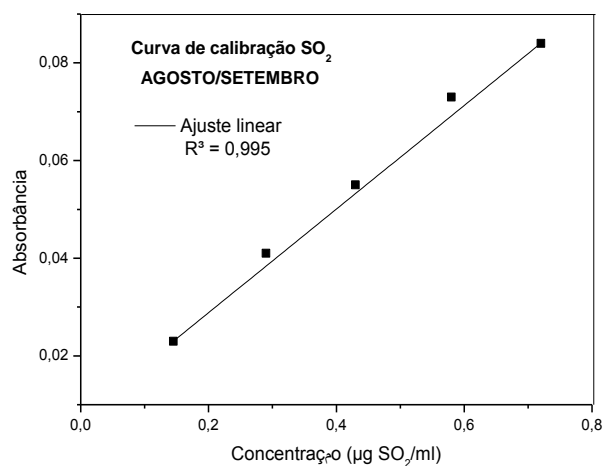
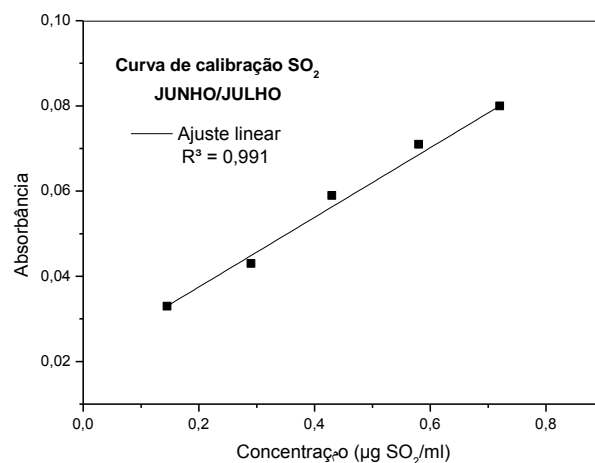
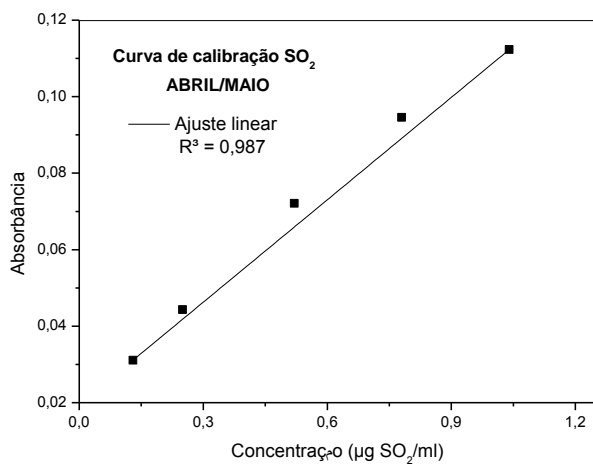
ZHANG, Y.; MU, Y.; LIU, J.; MELLOUKI, A. Levels, sources and health risks of carbonyls and BTEX in the ambient air of Beijing, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 1, p. 124-130, 2012.

ZUBERI, M. J. S.; ALI, S. F. Greenhouse effect reduction by recovering energy from waste landfills in Pakistan. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 117-131, 2015.

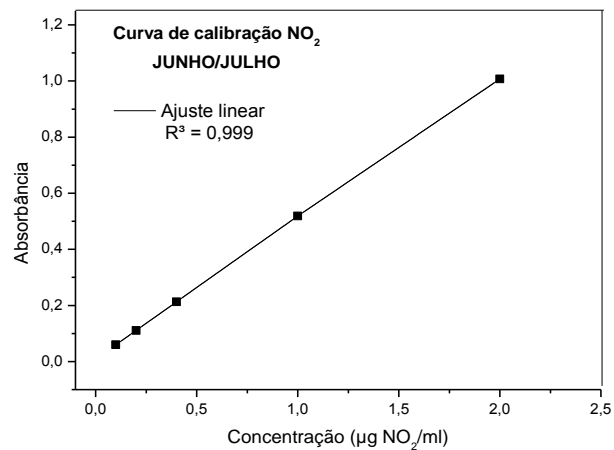
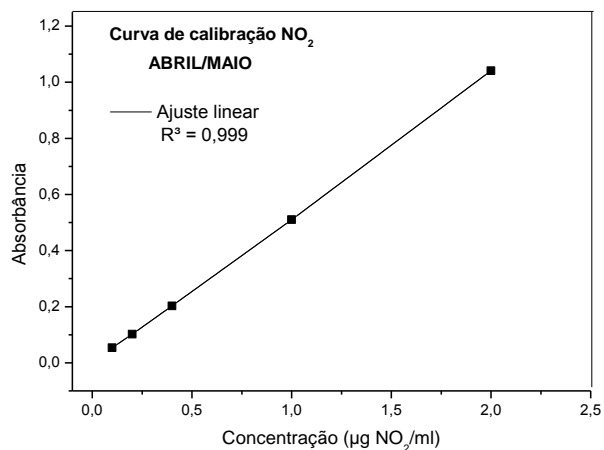
APÊNDICES

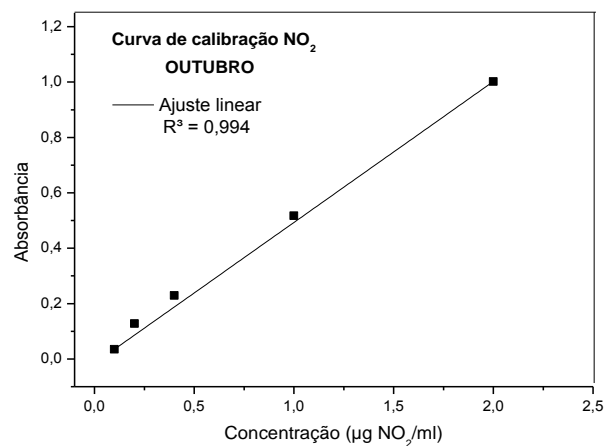
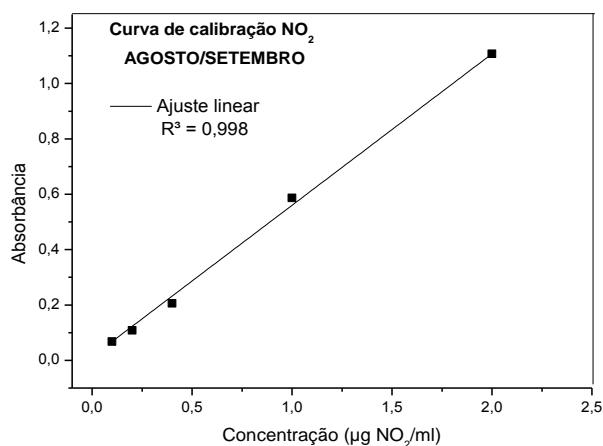
APÊNDICE I – CURVAS DE CALIBRAÇÃO PARA SO_2 , NO_2 E NH_3 .

a) Curvas SO_2 – Abril a outubro

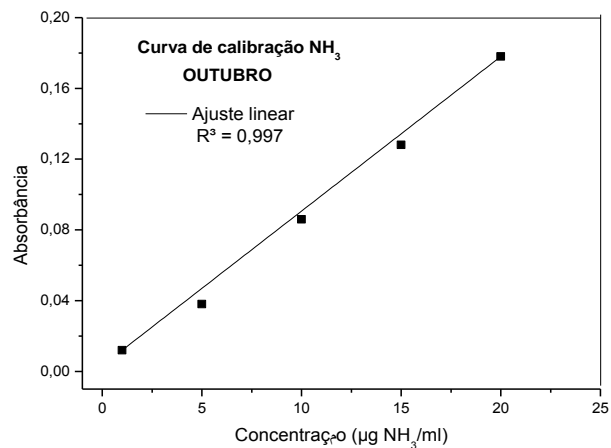
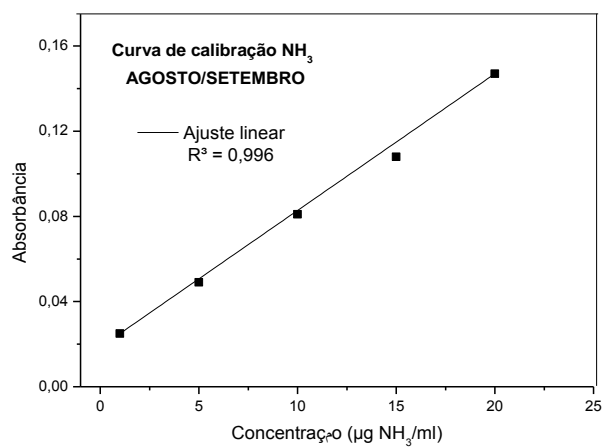
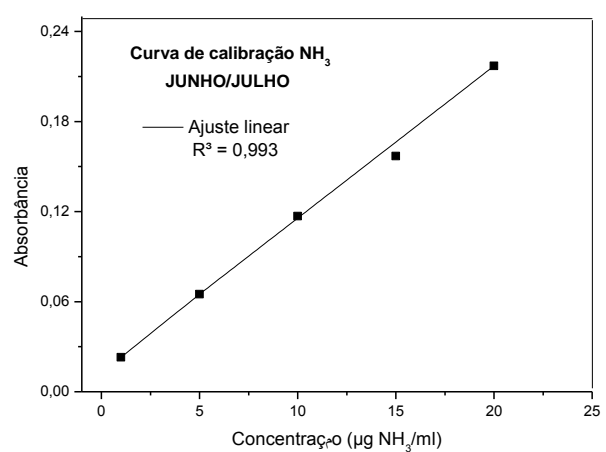
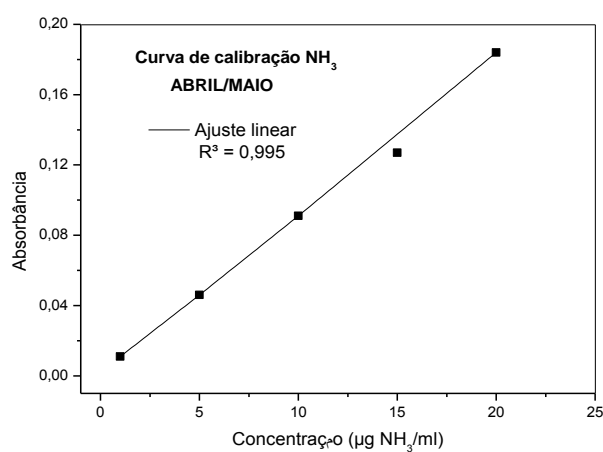


b) Curvas NO_2 – Abril a outubro





c) Curvas NH_3 – Abril a outubro



Fonte: Autor (2015).

ANEXOS

ANEXO I - CRITÉRIOS PARA EPISÓDIOS AGUDOS DE POLUIÇÃO DO AR ESTABELECIDOS PELA CETESB.

Parâmetro	Atenção	Alerta	Emergência
Partículas inaláveis finas – PM _{2,5} (µg/m ³) - 24h	125	210	250
Partículas inaláveis – PM ₁₀ (µg/m ³) - 24h	250	420	500
Dióxido de enxofre – SO ₂ (µg/m ³) - 24h	800	1.600	2.100
Dióxido de nitrogênio – NO ₂ (µg/m ³) - 1h	1.130	2.260	3.000
Monóxido de carbono – CO (ppm) - 8h	15	30	40
Ozônio – O ₃ (µg/m ³) - 8h	200	400	600

Fonte: Adaptado de São Paulo (2013).

ANEXO II - ESTRUTURA DO ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR ESTABELECIDO PELA CETESB.

Qualidade	Índice	MP ₁₀ (µg/m ³) 24h	MP _{2,5} (µg/m ³) 24h	O ₃ (µg/m ³) 8h	CO (µg/m ³) 8h	NO ₂ (µg/m ³) 1h	SO ₂ (µg/m ³) 24h
N1 – Boa	0– 40	0– 50	0– 25	0– 100	0– 9	0 – 200	0 – 20
N2 – Moderada	41 – 80	>50 – 100	>25 – 50	>100 – 130	>9 – 11	>200 – 240	>20 – 40
N3 – Ruim	81 – 120	>100 – 150	>50 – 75	>130 – 160	>11 – 13	>240 – 320	>40 – 365
N4 – Muito Ruim	121 – 200	>150 – 250	>75 – 125	>160 – 200	>13 – 15	>320 – 1130	>365 – 800
N5 - Péssima	>200	>250	>125	>200	>15	>1130	>800

Fonte: Adaptado de CETESB (2015).

Qualidade	Índice	PTS – 24 h (µg/m ³)	Fumaça 24 h (µg/m ³)
N1 – Boa	0– 50	0– 80	0– 60
N2 – Regular	51 – 100	>80 – 240	>60 – 150
N3 – Inadequada	101 – 199	>240 – 375	>150 – 250
N4 – Má	200 – 299	>375 – 625	>250 – 420
N5 – Péssima	>300	>625	>420

Fonte: Adaptado de São Paulo (2012).

ANEXO III - QUALIDADE DO AR E EFEITOS À SAÚDE ESTABELECIDOS PELA CETESB.

Qualidade	Índice	MP _{2,5} e MP ₁₀	O ₃	CO	NO ₂	SO ₂
N1 – Boa	0 – 40					
N2 – Moderada	41 – 80	Pessoas com doenças respiratórias podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço.	Pessoas com doenças respiratórias podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço.	Pessoas com doenças cardíacas podem apresentar sintomas como cansaço e dor no peito.	Pessoas com doenças respiratórias podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço.	Pessoas com doenças respiratórias podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço.
N3 – Ruim	81 – 120	Pessoas com doenças respiratórias ou cardíacas, idosos e crianças têm os sintomas agravados. População em geral pode apresentar sintomas como ardor nos olhos, nariz e garganta, tosse seca e cansaço.	Pessoas com doenças respiratórias, como asma, e crianças têm os sintomas agravados. População em geral pode apresentar sintomas como ardor nos olhos, nariz e garganta, tosse seca e cansaço.	População em geral pode apresentar sintomas como cansaço. Pessoas com doenças cardíacas têm os sintomas como cansaço e dor no peito agravados.	População em geral pode apresentar sintomas como ardor nos olhos, nariz e garganta, tosse seca e cansaço. Pessoas com doenças respiratórias e crianças têm os sintomas agravados.	População em geral pode apresentar sintomas como ardor nos olhos, nariz e garganta, tosse seca e cansaço. Pessoas com doenças respiratórias ou cardíacas, idosos e crianças têm os sintomas agravados.
N4 – Muito Ruim	121 – 200	Aumento dos sintomas em crianças e pessoas com doenças pulmonares e cardiovasculares. Aumento de sintomas respiratórios na população em geral.	Aumento dos sintomas respiratórios em crianças e pessoas com doenças pulmonares, como asma. Aumento de sintomas respiratórios na população em geral.	Aumento de sintomas em pessoas cardíacas. Aumento de sintomas cardiovasculares na população em geral.	Aumento dos sintomas respiratórios em crianças e pessoas com doenças pulmonares, como asma. Aumento de sintomas respiratórios na população em geral.	Aumento dos sintomas em crianças e pessoas com doenças pulmonares e cardiovasculares. Aumento de sintomas respiratórios na população em geral.
N5 - Péssima	>200	Agravamento dos sintomas respiratórios. Agravamento de doenças pulmonares, como asma, e cardiovasculares, como infarto do miocárdio.	Agravamento de sintomas respiratórios. Agravamento de doenças pulmonares, como asma, e doença pulmonar obstrutiva crônica.	Agravamento das doenças cardiovasculares, como infarto do miocárdio e insuficiência cardíaca congestiva.	Agravamento de sintomas respiratórios. Agravamento de doenças pulmonares, como asma, e doença pulmonar obstrutiva crônica.	Agravamento dos sintomas respiratórios. Agravamento de doenças pulmonares, como asma, e cardiovasculares, como infarto do miocárdio.

Fonte: Adaptado de CETESB (2015).

ANEXO IV - CONCENTRAÇÃO SUPERFICIAL (s) $\mu\text{g}/\text{m}^2$ EM FUNÇÃO DO ÍNDICE (I) PARA UM REFLETÔMETRO EVANS ELECTRASELENIUM LTD E PAPEL DE FILTRO WHATMAN Nº 1.

<i>I</i>	<i>S</i>	<i>I</i>	<i>s</i>	<i>I</i>	<i>s</i>
1,0	0,5	21,0	14,4	41,5	45,4
1,5	0,7	21,5	14,9	42,0	46,5
2,0	0,9	22,0	15,4	42,5	47,7
2,5	1,2	22,5	15,9	43,0	48,8
3,0	1,4	23,0	16,4	43,5	50,0
3,5	1,7	23,5	17,0	44,0	51,2
4,0	1,9	24,0	17,5	44,5	52,4
4,5	2,2	24,5	18,1	45,0	53,6
5,0	2,5	25,5	18,7	45,5	54,9
5,5	2,7	26,0	19,3	46,0	56,2
6,0	3,0	26,5	19,9	46,5	57,5
6,5	3,3	27,0	20,5	47,0	58,8
7,0	3,6	27,5	21,1	47,5	60,2
7,5	3,9	28,0	21,7	48,0	61,6
8,0	4,2	28,5	22,4	48,5	63,0
8,5	4,5	29,0	23,0	49,0	64,5
9,0	4,8	29,5	23,7	49,5	65,9
9,5	5,1	30,0	24,4	50,0	67,4
10,0	5,4	30,5	25,1	50,5	69,0
10,5	5,8	31,0	25,8	51,0	70,5
11,0	6,1	31,5	26,5	51,5	72,1
11,5	6,4	32,0	27,3	52,0	73,8
12,0	6,8	32,5	28,0	52,5	75,4
12,5	7,1	33,0	28,8	53,0	77,1
13,0	7,5	33,5	29,6	53,5	78,8
13,5	7,9	34,0	30,4	54,0	80,6
14,0	8,3	34,5	31,2	54,5	82,4
14,5	8,6	35,0	32,0	55,0	84,2
15,0	9,0	35,5	32,8	55,5	86,0
15,5	9,4	36,0	33,7	56,0	87,9
16,0	9,8	36,5	34,6	56,5	89,9
16,5	10,3	37,0	35,5	57,0	91,8
17,0	10,7	37,5	36,4	57,5	93,8
17,5	11,1	38,0	37,3	58,0	95,9
18,0	11,5	38,5	38,3	58,5	98,0
18,5	12,0	39,0	39,2	59,0	100,1
19,0	12,5	39,5	40,2	59,5	102,3
19,5	12,9	40,0	41,2	60,0	104,5
20,0	13,4	40,5	43,3		
20,5	13,9	41,0	44,3		

Fonte: Adaptado pelo autor a partir de Brasil (1989).