

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ANTÔNIO PAULA NASCIMENTO

**INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA POR SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} E
SUA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR NA INCIDÊNCIA DE DOENÇA
RESPIRATÓRIA AGUDA EM CRIANÇAS**

VITÓRIA
2015

ANTÔNIO PAULA NASCIMENTO

**INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA POR SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} E
SUA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR NA INCIDÊNCIA DE DOENÇA
RESPIRATÓRIA AGUDA EM CRIANÇAS**

Tese de Doutorado apresentado ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção de título de Doutor em Engenharia Ambiental na área concentração de Poluição do Ar.

Orientadora: Prof^ª Dra. Jane Meri Santos

Coorientador: Prof^º Dr. José Geraldo Mill

VITÓRIA
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

N244i Nascimento, Antônio Paula, 1952-
Influência da poluição atmosférica por SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} e sua
composição elementar na incidência de doença respiratória
aguda em crianças / Antônio Paula Nascimento. – 2015.
164 f. : il.

Orientador: Jane Meri Santos.
Coorientador: José Geraldo Mill.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Ar - Poluição. 2. Doenças respiratórias em crianças. 3.
Partículas. 4. Modelo aditivo generalizado. I. Santos, Jane Meri,
1965-. II. Mill, José Geraldo. III. Universidade Federal do Espírito
Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

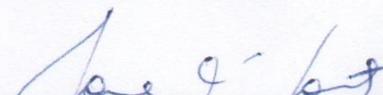


UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

“Influência da poluição atmosférica por SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} e sua composição elementar na incidência de doença respiratória aguda em crianças”.

ANTONIO PAULA NASCIMENTO

Banca Examinadora:



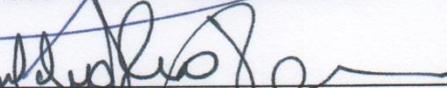
Profa. Dra. Jane Méri Santos
Orientadora – DEA/CT/UFES



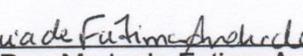
Prof. Dr. José Geraldo Mill
Coorientador – PPGCF/CCS/UFES



Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.
Examinador Interno – DEA/CT/UFES



Prof. Dr. Valderio Anselmo Reizen
Examinador Interno – DEST/CCE/UFES



Profa. Dra. Maria de Fatima Andrade
Examinadora Externa – USP



Prof. Dr. Antonio Carlos Monteiro Ponce de Leon
Examinador Externo - UERJ

Coordenador do PPGEA: Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 15 de setembro de 2015.

Aos meus filhos: persistência, disciplina e querer. Para todas as crianças e o limiar de Ana Clara [...], uma melhor qualidade de vida. Je suis contre toute forme de pollution.

AGRADECIMENTOS

São muitos os agradecimentos: À Prof^ª Maristela, como diretora do CT por encampar nosso pleito (colegas do DTI e DEM) de cursar o doutorado junto ao PPGEA. Aos professores Neyval, Servio Tulio e Júlio, que acataram o pleito e e ao Prof^º Emerich, como Pro- Reitor de Pesquisa e Pós-graduação, que endossou a ideia. À Prof^ª Jane que nos acolheu no NQualiAr e à Prof^ª Regina Kelly, na sua regularização no PPGEA. À presteza de Rose no PPGEA e aos seus professores. Ao Prof^º Rogério Queiroz, pelas primeiras luzes na área. À professora Jane Meri, orientadora, detalhista e com suas inúmeras cobranças, mas eficazes ponderações e proposições no rumo desta pesquisa; ao co-orientador professor José Geraldo Mill, por sua sempre disponibilidade, simplicidade e pragmática sabedoria; as intervenções pontuais do Prof^º Neyval, ao Prof^º Valdério com suas cobranças no aprofundamento dos conceitos das técnicas estatísticas. Ao Prof^º Américo Kerr do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (USP), com seu prazer de transferir conhecimentos e seu despojar nas madrugadas no Laboratório de Poluição Atmosférica (LAPAt) do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da USP, colaborando na caracterização química das amostras. Meus agradecimentos ao IAG que disponibilizou o laboratório para análises químicas, além de Rosana e Thiago, que muito contribuíram nas análises. À Prof^ª Taciana, elo com o IAG e suas úteis intervenções para este trabalho. Aos parceiros de muitas jornadas Ayres e Nadir; colegas de estudos: Andler, Adriano, Brígida, Elias, Emerson, Israel, Edilson, Larissa, Milena, Melina, Oswaldo, Samira. Dicas de Alexandre, Elson, Igor, Rizzieri; Bartolomeu e Nátaly (ex-colegas e agora professores do CCE); Edson, Higor e em especial à Juliana na prestimosa ajuda com a complexa modelagem estatística (do NUMES), ao convívio com colegas no NQualiAr: Enilene, Érica, Fernanda e Rita. À Faradiba, por esclarecimentos e dicas na área da saúde. Aos colegas de departamento Ângelo Gil (no socorro ao inglês) e Maxsuel, na ajuda com manutenção, calibração e procedimentos nos equipamentos de amostragem. Ao IEMA que possibilitou utilização de suas estações de monitoramento, na pessoa do Alexsander, (sempre solícito); aos diretores técnicos dos hospitais: Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória, Santa Rita de Cássia, e Cias-Unimed que possibilitaram a obtenção de dados de morbidade respiratória. A todos, enfim, que, diretamente ou indiretamente, contribuíram de alguma forma para colocação de mais um tijolo (espero, bem assentado) no conhecimento e avanço da ciência (lembrando o Prof^º Neyval, citando o Prof^º Mill, do que é fazer pesquisa). À minha filha Ana Paula, na revisão de Português. Por último a Deus, presença espiritual e/ou material responsável por me fornecer forças para atingir mais uma meta.

RESUMO

O objetivo deste estudo é investigar a influência dos poluentes atmosféricos SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ nos desfechos agudos de doenças respiratórias em crianças com idade até 12 anos, residentes em áreas urbanas e industrializadas e averiguar a influência dos elementos químicos inorgânicos e *Black carbon* presentes em partículas finas ($\text{MP}_{2,5}$) nesses desfechos. Dados de concentração de SO_2 e MP_{10} foram medidos e obtidos em seis estações da rede automática de monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV). As amostras de $\text{MP}_{2,5}$ foram coletadas nas mesmas localidades com amostrador MiniVol pelo período de 24 horas em dias alternados. Essas amostras de $\text{MP}_{2,5}$ foram pesadas em balança de sensibilidade de 1 μm , e a análise de seus constituintes por meio da técnica de fluorescência de Raios-X por dispersão de energia e pela técnica de refletância. Eventos de atendimentos e internação hospitalar por doenças respiratórias agudas do grupo JJ00 - JJ99 do CID-10 foram obtidos em três hospitais (um público e dois privados). Todos os dados foram coletados nos períodos de inverno (21/06/2013 a 21/09/2013) e verão (21/12/2013 a 19/03/2014) no Hemisfério Sul. Para quantificar a associação dos eventos de doenças respiratórias agudas com a concentração dos poluentes foi aplicado o Modelo Aditivo Generalizado (MAG) com distribuição de Poisson. Os resultados evidenciaram maiores riscos de eventos respiratórios agudos devido à exposição ao SO_2 com risco de 1,28 (IC 95%: 1,22 – 1,34) e ao MP_{10} com risco de 1,14 (IC 95%: 1,09 – 1,20) no dia da exposição. Com relação às partículas finas, os eventos respiratórios se manifestaram com mais intensidade para a defasagem de seis dias em relação à exposição, com risco de 1,05 (IC 95%: 1,01 – 1,10). Os constituintes químicos presentes nas partículas finas com maior risco às doenças respiratórias agudas foram: Si com risco de 1,22 (IC 95%: 1,15 – 1,29), S com risco de 1,09 (IC 95%: 1,06 – 1,12), Ti com risco de 1,09 (IC 95%: 1,01 – 1,17) e o *Black Carbon* (BC) com risco de 1,07 (IC 95%: 1,03 – 1,11); todos para o mesmo dia da exposição. Para defasagem de dois dias entre o desfecho e a exposição, o maior risco de doenças respiratórias está associado ao Se com risco de 1,14 (IC 95%: 1,06 – 1,23) e ao Ni com risco de 1,10 (IC 95%: 1,02 – 1,19).

Palavras-chave: Partículas finas; Partículas inorgânicas; *Black carbon*; MP_{10} ; SO_2 ; Doenças respiratórias; MAG.

ABSTRACT

The aim of this study is to investigate the influence of atmospheric pollutants such as SO₂, MP₁₀ and MP_{2,5} in acute outcome of respiratory diseases in 12-year old children living in urban and industrial areas and to ascertain the influence of inorganic elements, as well as elemental carbon present in fine particulate (MP_{2,5}) in those outcome within short periods, during Winter and Summer times in the South hemisphere. Data on SO₂ e MP₁₀ concentrations were obtained through measurements made in six stations of the air quality automatic monitoring net placed in the Great Vitoria Metropolitan Region (RMGV). Samples of MP_{2,5} were collected in the same region using the MiniVol sampler during a 24-hour period in alternate days. They were weighted in a scale with 1 µm sensitivity and the analysis of its components was carried out using the energy dispersion X-Ray fluorescence technique and by the reflectance technique. Cases of common health care as well as hospital patient admissions due to acute respiratory diseases in CID-10 JJ00 - JJ99 groups were obtained in three hospitals (one public and two private). All data were obtained during the Winter (from 21/06/2013 to 21/09/2013) and the Summer (from 21/12/2013 to 19/03/2014). To quantify the correlation between acute respiratory diseases to the pollutant concentrations the Generalized Additive Model (GAM) with Poisson distribution was applied. Results have pointed out greater relative risk (RR) of acute respiratory events due to the presence of SO₂, a 1,28 RR (IC 95%: 1,22 – 1,34) and MP₁₀, a 1,14 RR (IC 95%: 1,09 – 1,20), within the day of exposure (*lag* 0). With respect to fine particulate, exposure effects have shown more evident effects after a six-day period from the exposure, with a 1,05 RR (I.C. 95%: 1,01 – 1,10). Chemical components present in fine particulate showing a larger RR of causing acute respiratory diseases were: Si – 1,22 RR (IC 95%: 1,15 – 1,29), S – 1,09 RR (IC 95%: 1,06 – 1,12), Ti – 1,09 RR (IC 95%: 1,01 – 1,17), the *black carbon* (BC) – 1,07 RR (IC 95%: 1,03 – 1,11) for a same day occurrence of exposure and outcome. For outcomes due to a two-day period after exposure, the greatest RR of respiratory diseases in the short term is associated with the presence of Se – 1,14 RR (IC 95%: 1,06 – 1,23) and Ni – 1,10 RR (IC 95%: 1,02 – 1,19).

Keywords: Fine particulate, Inorganic particulate; Elemental Carbon; MP₁₀; SO₂; Respiratory diseases; GAM.

LISTAS DE SIGLAS

AVC – Acidente Vascular Cerebral
BAD – Diâmetro de Base Arterial
BQM – Balanço Químico de Massa
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CID-10– Código Internacional de Doença (10ª revisão)
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
COV – Compostos Orgânicos Voláteis
CT – Centro Tecnológico
DPOC – Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica
EC – European Commission
FAPES – Fundação de Amparo à Pesquisa no Espírito Santo
FMD – Dilatação Mediada por Fluxo
HINSG – Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória
HPA – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
HRV – Variabilidade de Frequência Cardíaca
IAG – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IJSN – Instituto Jones dos Santos Neves
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
IAEA – Agência Internacional de Energia Atômica
IQA – Índice da Qualidade do Ar
ISAAC – Study of Asthma and Allergies in Childhood
LAPAT – Laboratório de Análise de Partículas Atmosféricas
MAG – Modelo Aditivo Generalizado
MLG – Modelo Linear Generalizado
NAAQS – National Ambient Air Quality Standards
NIST – National Institute of Standards and Technology
NQUALIAr – Núcleo da Qualidade do Ar
OMS – Organização Mundial de Saúde
PIXE – Proton Induced X-ray Emission
RAMQAr – Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar
REDMET – Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica
RMGV – Região Metropolitana da Grande Vitória

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo

USEPA – United States Environmental Protection Agency

USP – Universidade de São Paulo

WHO – World Health Organization

LISTAS DE SÍMBOLOS

BC – *Black carbon*

CO – Carbono orgânico

HPA – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

IC – Intervalo de confiança

MO – Material orgânico

MP – Material particulado

MP₁₀ – Material particulado grosso

MP_{2,5} – Material particulado de moda fina

PA – Poluente atmosférico

PS – Partículas sedimentadas

PTS – Partículas totais em suspensão

RA – Risco absoluto

RR – Risco relativo

T – Temperatura

UR – Umidade relativa do ar

Lista de Figuras

Figura 1.1 – Efeito de estresse oxidativo sobre célula.....	16
Figura 1.2 – Marcografia de célula pulmonar com incrustações de carbono.....	17
Figura 3.1 – Comparação de tamanho de partícula fina e grossa com fio de cabelo e grão de areia.....	22
Figura 3.2 – fluxograma da distribuição de tamanho e remoção de partículas segundo suas fontes.....	25
Figura 5.1 – RMGV e locais das estações de coleta de amostras de MP _{2,5} média.....	51
Figura 5.2 – Filtros de (a) teflon e (b) policarbonato utilizados para amostragem de MP _{2,5}	53
Figura 5.3 – Vista de dessecador (à esquerda)	54
Figura 5.4 – Vista de elementos de suporte do filtro coletor	54
Figura 5.5 – Coletores para amostragens em campo	54
Figura 5.6 – Calibração de amostradores MiniVol instalados nas estações: (a) Laranjeiras, (b) Jardim Camburi, (c) Enseada do Suá, (d) Vitória Centro, (e) Ibes e (f) Cariacica	56
Figura 5.7 – Balança, inibidor de carga estática (seta amarela) e coletor (seta vermelha)	58
Figura 5.8 – Carrossel do EDX para análise do espectro	61
Figura 5.9 – Monitor de programação e controle – EDX	61
Figura 5.10 – Amostra de MP _{2,5} para análise espectral no EDX	61
Figura 5.11 – Espectro característico de linhas amostrais no EDX	62
Figura 5.12 – Refletômetro para análise BC	64
Figura 5.13 – Monitor do refletômetro	64
Figura 5.14 – Limite de residentes devido ocorrências de exposição ao PA	65
Figura 5.15 – Normal climatológica de temperatura	67
Figura 5.16 – Normal climatológica da umidade relativa do ar	67
Figura 5.17 – Normal climatológica de precipitação	68
Figura 5.18 – Rosa dos ventos de 21/06/2013 a 21/09/2013	68
Figura 5.19 – Variação temporal da temperatura média de 24 h 21/06/2013 a 21/09/2013	69
Figura 5.20 – Variação temporal da umidade média da umidade do ar de 21/06/2013 a 21/09/2013	69
Figura 5.21 – Rosa dos ventos de 21/12/2013 a 19/03/2014	70
Figura 5.22 – Variação temporal da temperatura média de 24 h 21/06/2013 a 21/09/2013.....	71
Figura 5.23 – Variação temporal da umidade média da umidade do ar de 21/06/2013 a 21/09/2013.....	71

Lista de Tabelas

Tabela 5.1 – Filtros brancos de laboratório da campanha de inverno	58
Tabela 5.2 – Filtros brancos de laboratório da campanha de verão	58
Tabela 5.3 – Filtros brancos de campo do inverno	59
Tabela 5.4 – Filtros brancos de campo do verão	59

SUMÁRIO

1			
INTRODUÇÃO.....			155
2			
OBJETIVOS			199
2.1 Objetivo Geral			199
2.2 Objetivos Específicos			199
3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS 20			
3.1 Granulometria do Material Particulado e suas Fontes			20
3.2 Composição do Material Particulado e suas Fontes			222
3.2.1 Composição elementar			222
3.2.2 Composição carbonácea			233
3.3 Tempo de Residência e Remoção das Partículas na Atmosfera			244
3.4 Toxicidade das Partículas			255
3.5 Doenças por Ação do MP			266
3.5.1 Material particulado associado com			
doenças			266
3.5.2 Material particulado associado a doenças respiratórias.....			288
3.5.3 Elementos químicos presentes no MP associados à doenças			299
3.6. SO ₂ e suas Fontes			30
3.7. Doenças por Ação do SO ₂			30
3.8 Diretrizes e Regulação			311
4 REVISÃO DA LITERATURA			
CIENTÍFICA			333
4.1 Estudos Epidemiológicos com Material Particulado			344
4.2 Estudos Epidemiológicos e a Composição Química do Material Particulado			388
4.3 Estudos Epidemiológicos Associados com SO ₂			411
4.4 Estudos de Caracterização Química de Material Particulado na RMGV			444
4.5 Evidências Epidemiológicas de Problemas de Saúde na RMGV devido a PA			455
5			
METODOLOGIA			511
5.1 Descrição da Região de Estudo, Locais e Períodos de Amostragens			511
5.2 Técnica de Amostragem de Partículas Finas (MP _{2,5})			533
5.2.1 Filtros de amostragem de			
MP _{2,5}			533
5.2.2 Amostrador MiniVol			
TAS			555
5.3 Técnicas de Análise Quantitativa e Qualitativa das Partículas Finas (MP _{2,5})			577
5.3.1 Procedimentos de pesagem.....			577
5.3.2 Análise gravimétrica.....			599
5.3.4 Caracterização de black carbon			633
5.4 Técnicas de Amostragem e Análise de SO ₂ e MP ₁₀			655
5.5 Descrição dos Dados de Atendimento e Internação Hospitalar			655
5.6 Descrição dos Dados Meteorológicos			666

5.7.1	Análise	descritiva	dos
dados			733
5.7.3	Estimação	do	risco
relativo			766

6 RESULTADOS E

DISCUSSÕES777

6.1 Associação de partículas finas na atmosfera com doenças respiratórias agudas em crianças78

6.2 Associação de SO₂, MP₁₀, Elementos químicos e Black carbon Presentes em Partículas Finas na Atmosfera Urbana e Incidência de Doenças Respiratórias Agudas em Crianças94

4

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS1100

8 AGRADECIMENTOS1111

9 REFERÊNCIAS1122

APÊNDICE A – Dados brutos de concentração de MP_{2,5}1322

APÊNDICE B – Dados brutos de concentração dos elementos presentes no MP_{2,5}1366

APÊNDICE C – Limite de detecção (LD) dos elementos nas análises de RX/ED do MP_{2,5}.....142

2

APÊNDICE D – Análises da correlação entre os poluentes estudados1444

APÊNDICE E – Teste Mann – Whitney para os dados de concentração de MP_{2,5}1481

APÊNDICE F – Gráficos Box-Plot das concentrações e de SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} e seus constituintes149

49

APÊNDICE G – Coeficientes estimados do MAG151

APÊNDICE H – Ajustes entre as séries temporais dos despechos hospitalares (doenças respiratórias em crianças até 12 anos) originais e modeladas.....1622

1 INTRODUÇÃO

Os poluentes atmosféricos (PA) SO_2 e o material particulado (MP) causam grandes impactos para a saúde humana (YU, 2004; WHO, 2006). O MP presente na atmosfera é constituído por partículas sólidas e líquidas de diversas granulometrias, formas e composição química que depende de sua origem e fonte. O MP pode ter origem primária, emitida diretamente na atmosfera por fontes naturais ou antropogênicas, ou secundária, formado na atmosfera devido à transformação gás-partícula. As fontes naturais de MP têm origem em *spray* marinho, poeiras da crosta terrestre, queimadas naturais e partículas biológicas de transformação da flora e fauna, como pólenes e esporos de fungos, entre outras (ARYA, 1999; ARBEX, et al., 2012). As fontes antropogênicas são representadas, principalmente, por processos industriais e por veículos de transporte.

De acordo com Dockery e Schwartz (1992), Finlayson-Pitts e Pitts Jr. (2000) e WHO (2006), as dimensões do MP encontradas na atmosfera variam em torno de $0,001 \mu\text{m}$ a $100 \mu\text{m}$, sendo classificadas em partículas de moda grossa (diâmetro aerodinâmico maior que $2,5 \mu\text{m}$) e de moda fina (diâmetro igual ou menor que $2,5 \mu\text{m}$). A maioria dos estudos reportados na literatura tem dado maior destaque ao tamanho da partícula como direcionador de problemas à saúde humana, dada sua distribuição no sistema respiratório. Entretanto, de acordo com Kampa e Castanas (2008), além da variação de composição química das partículas devido às suas fontes, o MP pode, ainda, transportar outros poluentes adsorvidos em suas superfícies. Assim, o material particulado é risco químico e não agente. Daí a necessidade de conhecimento da correlação positiva ou negativa entre o SO_2 e os diversos agentes químicos presentes nas partículas respiráveis $\text{MP}_{2,5}$ e nas partículas inaladas MP_{10} , que são associadas à patologias respiratórias na saúde humana. Os principais constituintes são um grande número de substâncias orgânicas e inorgânicas: metais e elementos não metais e seus óxidos, nitratos e sulfatos, compostos orgânicos, material de origem biológica e gases reativos (YU, 2004; KAMPA e CASTANAS, 2008). Donaldson e MacNee (2001) e Simkhovich et al., (2008) enfatizam a importância da identificação dos agentes causais do MP a fim de permitir o reconhecimento dos mecanismos de ação biológica que provocam riscos à saúde. As diferentes composições químicas do MP, o tempo de exposição ao poluente e a dose inalada, bem como o fato dos seres humanos serem expostos, simultaneamente, a diversos PA, torna complexa a avaliação dos efetivos agentes responsáveis pelos impactos à saúde. Vários estudos têm avaliado a associação entre os efeitos dos poluentes emitidos na atmosfera com doenças relacionadas a outros órgãos e sistemas: cardiovascular, reprodutivo e de desenvolvimento, hematológico, imunológico neurológico, além do sistema respiratório (DOCKERY et al., 1993; BOUBEL et al., 1994; GOUVEIA et al. 2003; KAMPA e CASTANAS, 2008; TRÉDANIEL et al., 2009; CALDERÓN-GARCIDUENAS et al., 2011), reforçando a afirmação de Brunekreef e Holgate (2002) sobre a contribuição dos PA no aumento do número de internações hospitalares e da mortalidade.

A evidência do impacto do MP_{10} e $MP_{2,5}$ na saúde humana tem sido motivo de diversos estudos epidemiológicos (BRAGA et al., 2007; COLOMBINI, 2008; FRAMPTON, UTELLE e SAMET, 2010) que, por sua vez, têm como objetivo o estudo da distribuição, da frequência e dos determinantes relativos a desfechos de doenças que não se distribuem de forma aleatória, pois conforme Freitas (1990), essas se manifestam em subgrupos da população de diferente maneira e em diferentes frequências. Segundo Donaldson e MacNee (2001), também uma identificação mais precisa dos indivíduos sujeitos aos efeitos da exposição às partículas é fundamental para uma melhor compreensão de doenças e orientação de medidas preventivas. Vários autores mostraram que gestantes, crianças, idosos e grupos de pacientes com doenças pré-existentes com sintomas de asma, bronquite, diabetes e acidente cardiovascular estão mais propensos a sentirem efeitos na saúde, devido à toxicidade do ar poluído, (SALDIVA et al., 1995; ZANOBETI e SCHWARTZ, 2002; BRAGA et al., 2007; AMERICAN LUNG ASSOCIATION, 2008).

Kampa e Castanas (2008) enfatizam a significativa importância dos metais pesados na composição de $MP_{2,5}$ que produzem efeitos agudos e crônicos na saúde humana, afetando diferentes sistemas e órgãos, desde irritação respiratória nas vias superiores a outras doenças respiratórias, cardíacas e neoplasias, como o câncer pulmonar. Também enfatizam que, em curto e longo prazo, os riscos têm sido associados à mortalidade prematura e à diminuição da expectativa de vida. Ainda, segundo Curtis et al., (2006), foram encontrados em alguns estudos epidemiológicos de PA, que incluem chumbo (Pb), $MP_{2,5}$ e outros poluentes, evidências de aumento de problemas respiratórios e cardiovasculares associados com concentrações e abaixo das diretrizes indicadas pela OMS.

As Figuras 1.1 e 1.2 mostram, de forma esquemática, a ação de estresse oxidativo sobre uma célula e a macrografia de célula no pulmão de uma criança, causada por incrustações de partículas de *black carbon*.

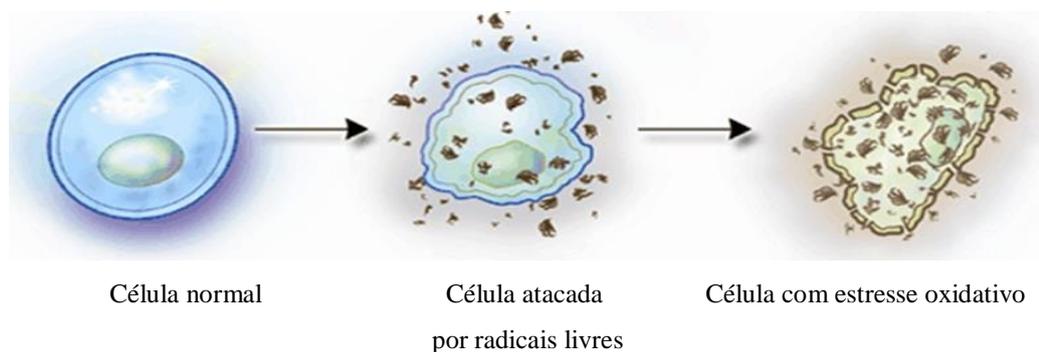


Figura 1.1 – Efeito de estresse oxidativo sobre célula

Fonte: New England Journal of Medicine (1996).

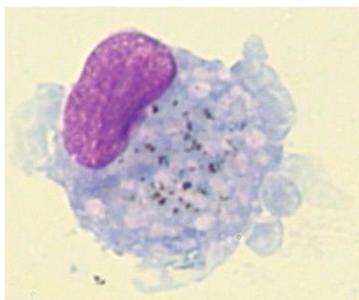


Figura 1.2 – Macrófagos de célula pulmonar com incrustações de black carbon

Fonte: Kulkarni e Grigg (2008).

Desde a emissão de grande quantidade de enxofre na atmosfera devido à queima de carvão no famoso episódio de Londres, em 1952, de acordo com Anderson (2009), o dióxido de enxofre (SO_2) tem sido motivo de estudos para avaliação do seu impacto com doenças respiratórias em humanos, com especial atenção em grupos de risco (CONCEIÇÃO et al., 2001; GOUVEIA et al., 2003, BRASIL, 2005; LUGINAAH et al., 2005; SEGALA et al., 2008; SAMOLI et al., 2011). Em áreas urbanas e industrializadas, as principais fontes de emissão de SO_2 estão associadas a queima de combustíveis fósseis (que contém enxofre). O SO_2 é um gás incolor e solúvel em água que pode ser oxidado na atmosfera, produzindo SO_3 e, em presença de água gerar ácido sulfúrico. O impacto na saúde humana se dá no trato respiratório (mucosas) pela solubilidade do gás em meio aquoso, causando alterações nas vias aéreas superiores e inferiores do sistema respiratório, havendo maiores riscos para crianças, idosos e pacientes com doenças pré-existentes, mesmo em baixas concentrações e (WHO, 2006).

Nesse contexto, o objetivo principal desta pesquisa consiste em estudar a relação dos poluentes SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$, assim como a composição química elementar e de BC presente no $\text{MP}_{2,5}$, com patologias do sistema respiratório em crianças. A região de estudo é a Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) que possui população estimada de 1.500.392 habitantes numa área de 1.144,4 Km^2 (IBGE, 2010). A emissão de MP na área central da RMGV (Vila Velha, Cariacica, Vitória e Serra) é proveniente de processos industriais, como siderurgia, usinas de pelotização (*pellets* de minério de ferro fino), fábricas de cimento, termelétricas, de construção civil e de infraestrutura; destacam-se também a ressuspensão de vias (por ação de ventos e trânsito de veículos), a queima de biomassa, o mar (devido à proximidade à costa atlântica), a vegetação (com emissões biogênicas), dentre outras. Dentre as emissões antropogênicas há, ainda, a contribuição de emissões veiculares (incluindo combustão, desgaste de pneus e de sistema de freios), emissões de embarcações marítimas, de aeronaves e trens de carga e passageiros. Em decorrência dessas emissões, o Índice de Qualidade do Ar (IQA) na RMGV vem sendo motivo de crescente preocupação quanto ao incômodo e aos problemas de saúde causados à população especialmente pelo SO_2 e o MP (IEMA, 2013).

Maioli (2011) realizou um estudo de caracterização química e morfológica de $\text{MP}_{2,5}$ nos municípios de Vitória, Serra, Vila Velha e Cariacica na RMGV com o objetivo de identificar a

contribuição de fontes de emissão de partículas finas. Os resultados evidenciaram uma variação entre o mínimo de $1,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e o máximo de $37,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para concentrações e médias de 24 horas que variaram entre $6,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $21,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas localidades avaliadas, com significativa contribuição de BC, seguido de elementos químicos, com destaque para alumínio (Al), enxofre (S), cloro (Cl), potássio (K), cálcio (Ca), Manganês (Mn) e Ferro (Fe) e de elementos-traço, entre os quais (alguns tóxicos) vanádio (V), cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), selênio (Se), bromo (Br) e chumbo (Pb). Análises morfológicas nas amostras de $\text{MP}_{2,5}$ indicaram dimensões abaixo de $1,0 \mu\text{m}$ para a maior parte das partículas coletadas, havendo, majoritariamente, a presença de minerais Fe, Ca e Al. É relevante destacar ter havido nos resultados variações encontradas de $\text{MP}_{2,5}$ com concentrações e acima da diretriz estipulada pela OMS, que recomenda a concentração de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$ para a média de 24 horas (WHO, 2006), e vale lembrar que sequer há, ainda, qualquer regulação para partículas de moda fina em nível do órgão federal de meio ambiente no Brasil.

Um estudo realizado por Conti et al., (2009) na RMGV identificou que aproximadamente 95% das partículas sedimentadas, em massa, eram maiores que $10 \mu\text{m}$. Entretanto, em número, 95% dessas partículas eram menores que $10 \mu\text{m}$ e, portanto, quando essas partículas são resuspendidas e inaladas, podem ocasionar efeitos à saúde humana. Estudos de Queiroz, Andrade Filho e Zandonade (2003), Queiroz (2006) e Santos e Reis Júnior (2011) sobre partículas totais em suspensão, partículas sedimentáveis e inaladas também na RMGV demonstraram a existência de diferentes elementos de origem natural e antropogênica, com destaque (em ordem dos componentes majoritários) para Fe, Cl, BC, Ca, S, Al, Mn, K, Cu, Ti e Zn no PTS; Si, Fe, Al, BC, Ca, Mg, K, Cl, Na, Ti, S e P, nas partículas sedimentadas e Cl, Fe, Na, BC, Ca, Al, S, Si, K, Cu, Mg, Ti, K, Mn e Zn no MP_{10} .

Esta tese está organizada em dez capítulos e oito apêndices. Após esta breve introdução é apresentada os objetivos geral e específico no Capítulo 2. O Capítulo 3 descreve alguns fundamentos teóricos relacionados aos poluentes de interesse, suas principais fontes e efeitos à saúde. A revisão da literatura científica sobre o tema da tese é apresentada no Capítulo 4. A Metodologia utilizada para obtenção dos dados de concentração dos poluentes de interesse e dos dados de internação e atendimento hospitalares e da técnica estatística utilizada para efetuar o estudo da relação entre os poluentes e morbidade em crianças por doenças respiratórias está descrita no Capítulo 5. O Capítulo 6 apresenta os resultados obtidos na forma de dois artigos científicos. Finalmente, o Capítulo 7 expõe as conclusões formuladas e o Capítulo 8 apresenta sugestões para trabalhos futuros complementares e às limitações do presente estudo. Os Capítulos 9 e 10 apresentam os agradecimentos àquelas instituições que colaboraram para viabilizar a realização deste trabalho e as referências da literatura utilizadas para elaboração do texto e execução desta investigação científica, respectivamente. Os Apêndices A a H apresentam os dados brutos utilizados no trabalho e suas análises estatísticas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho consiste em avaliar a influência do SO_2 , do MP_{10} e do $\text{MP}_{2,5}$ e de seus elementos químicos e do Black Carbon, na ocorrência de morbidades associadas ao sistema respiratório, em crianças com idade até 12 anos.

2.2 Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo geral, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Estabelecer, por meio de revisão da literatura, os efeitos do SO_2 , MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$ e de seus elementos químicos relacionados às doenças do Código Internacional de Doenças (CID-10) relacionadas a doenças respiratórias (JJ00-JJ99);
- Avaliar a concentração de SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ na região de estudo e comparar com as diretrizes da OMS;
- Caracterizar e quantificar a concentração de elementos químicos e de BC presentes no $\text{MP}_{2,5}$ amostrado na região de estudo;
- Estabelecer a relação de SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e de elementos químicos e BC presentes no $\text{MP}_{2,5}$ com atendimento ambulatorial e internações hospitalares devido a doenças respiratórias, em crianças de 0 a 12 anos residentes na área de interesse onde o monitoramento dos poluentes foi realizado;
- Relacionar os principais componentes químicos do $\text{MP}_{2,5}$ com os desfechos respiratórios.

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 Granulometria do Material Particulado e suas Fontes

Como poluente atmosférico, material particulado ou aerossol, segundo Boubel et al., (1994), Dickey (2000), Brook et al., (2004) e Yu (2004), compreende-se a mistura de aerossóis sólidos e líquidos em suspensão no ar, sob influência meteorológica de propriedades físicas e composição química variada, com dimensões caracterizadas pelo diâmetro aerodinâmico.

O MP em suspensão é formado por partículas primárias de diversas origens e por partículas secundárias geradas por nucleação e pode ter sua concentração (em número e massa) e dimensões alteradas por reação química, coagulação, condensação, absorção de água, deposição seca e úmida e transporte. De acordo com Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000), as principais propriedades das partículas são a concentração em número e massa, propriedades óticas e dinâmicas, composição química e dimensão.

As dimensões das partículas são caracterizadas pelo diâmetro aerodinâmico, de acordo com Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000), o qual é definido como uma esfera, com diâmetro igual à densidade unitária de 1 g/cm^3 , que tenha a mesma velocidade de deposição da espécie de partícula considerada. Considerando o espectro de dimensões das partículas, de acordo com Jacobson (2002), o MP é constituído das modas de acumulação e moda grossa; já Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000) e Seinfeld e Pandis (2006) estabelecem: i) moda de nucleação; ii) moda fina subdividida em moda transiente ou de núcleo de *Aitken* com partículas com diâmetros aproximados entre 0,01 e 0,08 μm e em moda de acumulação com partículas entre 0,08 e 2,5 μm aproximadamente; iii) moda grossa com diâmetro de partículas maior que 2,5 μm .

A moda de nucleação (partículas ultrafinas), com diâmetro menor que 0,01 μm , contém as partículas formadas pela condensação de vapores quentes, oriundas de processos de combustão de combustíveis fósseis (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000) ou pela conversão gás-partícula de espécies químicas como o SO_2 e alguns compostos orgânicos pelo processo de nucleação homogênea (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000; JACOBSON, 2002). Essas pequenas partículas aumentam em diâmetro por coagulação, devido à colisão e à coalescência entre elas, e por condensação como o ácido sulfúrico condensado em partículas. Em função de suas pequenas dimensões, prevalece, nessa faixa, o número de partículas devido ao seu insignificante percentual em massa do total de massa de MP em suspensão (JACOBSON, 2002). Seu tempo de residência na atmosfera é pequeno com duração de minutos a horas, pois tendem a ser removidos por crescimento para a moda de acumulação por coagulação e em forma difusa em gotas de chuva.

A moda de núcleos de *Aitken* ou transiente compreende as partículas de diâmetro entre 0,01 μm a aproximadamente 0,1 μm , que são formadas pela nucleação de espécies químicas (ou reações

químicas de gases precursores) e a condensação de vapores, que tendem a coagular com partículas primárias (mistura de partículas por difusão e coagulação a partir da condensação de vapores supersaturados). Nessa faixa, também, prevalece o número de partículas em relação à massa. Devido a sua alta reatividade físico-química, tem pouco tempo de residência na atmosfera, tendendo à remoção para moda de acumulação.

A moda de acumulação compreende a maioria de partículas em área e em massa dependendo do lugar. As partículas têm dimensões entre 0,1 a 2,5 μm e são formadas pela coagulação de pequenas partículas de nucleação homogênea pela transformação de NO_x , SO_2 e compostos orgânicos incluindo espécies orgânicas biogênicas, por condensação de vapores de processos de alta temperatura e com baixa volatilidade, oriunda da moda de nucleação e do núcleo de *Aitken*, além da emissão direta da combustão de carvão, combustíveis fósseis e madeira (JACOBSON, 2002). Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000) afirmam que, em decorrência de suas fontes, essa moda contém mais material orgânico do que a moda grossa, além de inorgânicos solúveis, como sulfatos (SO_4^{2-}), amônio (NH_4) e nitratos (NO_3) em função da composição. Nessa moda, os mecanismos de remoção são menos eficientes (SEINFELD e PANDIS, 2006), sendo, algumas dessas partículas, removidas por gotas nas nuvens, por chuva ou por sedimentação seca. As partículas da moda de acumulação são importantes, pois podem penetrar profundamente no trato respiratório humano, causando risco de doenças e, por serem próximas ao tamanho de comprimento de onda da luz visível, podem afetar a visibilidade no meio ambiente (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000; JACOBSON, 2002). O tempo de residência dessas partículas na atmosfera varia de dias até semanas, e podem se distribuir por distâncias de centenas a milhares de quilômetros.

As partículas de moda grossa (inclusive o MP_{10} , com dimensões maiores que 2,5 μm e menores e igual a 10 μm) são partículas de diâmetro acima de 2,5 até 100 μm . Originam-se pela ação natural dos ventos nos solos, *sprays* marítimos, erupções vulcânicas, queima natural de biomassa, desintegração e mecanismos biológicos da flora e fauna, e pela desintegração mecânica, em processos antropogênicos industriais e por atividades humanas. Devido à grande velocidade de sedimentação, seu tempo de residência é relativamente curto na atmosfera, em termos de horas, podendo, também, ser removidas por lavagem da chuva (SEINFELD e PANDIS, 2006). Na atmosfera, podem alcançar grandes distâncias por processos convectivos (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000).

A Figura 3.1 mostra uma comparação dimensional por caracterização de tamanho por diâmetro de partículas padronizadas como $\text{MP}_{2,5}$ (moda fina) e MP_{10} (moda grossa) comparativamente à variação média do diâmetro médio de um fio de cabelo e de um grão de areia fina.

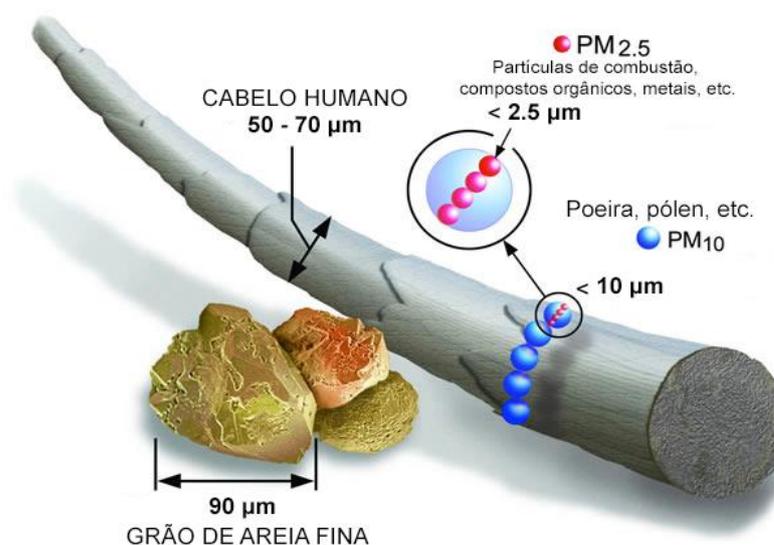


Figura 3.1 – Comparação de tamanho de partícula fina e grossa com fio de cabelo e grão de areia.

Fonte: U.S. EPA (2013a).

3.2 Composição do Material Particulado e suas Fontes

3.2.1 Composição elementar

De acordo com Jacobson (2002), as partículas naturais mais abundantes na atmosfera, em termos de massa, são as marítimas, e são constituídas basicamente de água (H_2O), Br, Ca, carbono (C), Cl, S, magnésio (Mg), K, sódio (Na), Si e materiais orgânicos (MO), às vezes vírus, bactérias dentre outros (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000; JACOBSON, 2002).

As partículas oriundas da crosta terrestre, segundo Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000) e Jacobson (2002), geralmente possuem baixas concentrações e são de diâmetros maiores que $10\ \mu m$, contêm minerais compostos de diversos elementos como Ca, cobalto (Co), Cr, Si, Al, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, K, Ti, MO, de resíduos vegetais e animais. As emissões também decorrem de atividades urbanas e industriais, fontes biológicas e pela ação dos ventos no solo (poeira) e no mar gerando os *sprays* marítimos. Partículas podem viajar grandes distâncias (centenas ou milhares de quilômetros em tempestades de poeira) antes de se depositarem no solo, mesmo considerando que a maioria não ou permaneça no ar entre 1 a 10 km da fonte de emissão por deposição seca ou úmida (JACOBSON; 2002; GYAN et al., 2005).

Partículas troposféricas emitidas por processos de combustão de combustível fóssil são constituídas basicamente por BC e MO, sob a forma de fuligem, SO_4^{2-} , metais e cinzas volantes (JACOBSON, 2002). Os processos que envolvem a combustão de carvão resultam na emissão de micro partículas de fuligem com MO, SO_4^{2-} e cinzas volantes. A composição de cinzas é de Al, Ca, Fe,

Mg, oxigênio (O_2) e Si. A combustão de veículos movidos à gasolina resulta na emissão, geralmente de S, micro partículas de MO, Fe, Si, SO_4^{2-} , e Zn; enquanto que os movidos a diesel emitem, normalmente, além dos poluentes inerentes à combustão a gasolina, fuligem e amônio (JACOBSON, 2002). Veículos movidos a etanol ou a combustíveis flex (gasolina misturado com etanol) também não têm todo o processo de combustão completado; logo, há emissões para a atmosfera de etanol na fase vapor e H_2O ; e, por processos fotoquímicos parte do álcool é transformada em acetaldeído (SEINFELD e PANDIS, 2006). Em palestra do *1º South American CMAS*, realizada na Universidade de São Paulo (USP), em fevereiro de 2013, foi enfatizado que ainda não há informações consistentes de concentrações de emissões atmosféricas decorrentes do etanol (USP, 2013).

Os metais emitidos de fontes industriais, segundo Jacobson (2002), após evaporação a altas temperaturas, condensam-se, inicialmente, em fuligem na moda de acumulação e em cinzas volantes da moda grossa. Nos processos industriais são, geralmente, emitidas cinzas volantes, contendo metais como As, cádmio (Cd), Cr, Co, Cu, Fe, mercúrio (Hg), Mn, Ni, Pb, antimônio (Sb), V e Zn, sendo o Fe a mais abundante emissão de metal. Outras fontes de partículas no meio urbano decorrem do desgaste de pneus e do sistema de frenagem de veículos, esporos, pólenes e resíduos de vegetais e animais (JACOBSON, 2002).

As partículas de moda fina, segundo Jacobson (2002), têm sua composição química de origem secundária pela conversão gás-partícula e reações químicas de gases, contendo SO_4^{2-} , NO^3 , NH_4 , material carbonáceo e metais, e de emissões primárias de processos de combustão, processos de fabricação industrial e emissão veiculares.

No MP de dimensão menor que $2,5 \mu m$ predominam: i) na moda de nucleação: água, sulfatos e amônio (também por condensação); BC, MO, SO_4^{2-} , Fe, Zn (emissões da combustão dos combustíveis fósseis); BC, MO, K, Na, Ca, Mg, sulfatos, nitratos, Cl, Fe, Mn, Zn, Pb, V, Cd, Cu, Co, Sb, As, Ni, Cr (queima de biomassa); ii) na moda de acumulação: BC, MO, SO_4^{2-} , NO^3 , Fe e Zn (emissão gerada pela combustão dos combustíveis fósseis); BC, MO, K, Na, Ca, Mg, SO_4^{2-} , Cl, Fe, Mn, Zn, Pb, V, Cd, Cu, Co, Sb, As, Ni, Cr (queima de biomassa); BC, MO, Fe, Al, S, P, Mn, Zn, Pb, bário (Ba), estrôncio (Sr), V, Cd, Cu, Co, Hg, Sb, As, estanho (Sn), Ni, Cr, H_2O , NH_4 , Na, Ca, K, SO_4 , NO_3 , Cl, CO_3 (emissões de processos industriais); H_2O , SO_4^{2-} , NH_4^+ e MO (por condensação) (JACOBSON, 2002).

3.2.2 Composição carbonácea

A composição carbonácea de partículas é constituída de Carbono Elementar (CE) ou Black Carbon (BC); caracterizado pelo método de análise utilizado; e de carbono orgânico (CO), de acordo com Watson, et al., (2005). A produção de BC é originada pela combustão incompleta de processos primários a altas temperaturas de combustíveis fósseis e de biomassa, podendo ser considerado como

parte do carbono de absorção da luz e não como sua composição química, enquanto o CO é de origem primária em forma de compostos orgânicos de fontes automotivas e industriais ou origem secundária pela oxidação de compostos orgânicos voláteis (HEAL, KUMAR e HARRISON, 2012). A composição do carbono orgânico consiste na mistura complexa de muitos compostos de natureza orgânica (SEINFELD e PANDIS, 2006), alguns dos quais, segundo Feng et al., (2009), de risco para a saúde por serem mutagênicos e cancerígenos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA). O *black carbon* e o orgânico, além de alguns minerais, também constituem a maioria das partículas emitidas por queimas de biomassa em incêndios florestais (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000).

3.3 Tempo de Residência e Remoção das Partículas na Atmosfera

Uma vez na atmosfera, as partículas crescem em tamanho, por meio dos processos de coagulação (colisão e coalescência), condensação, deposição de vapor, dissolução ou reações químicas (JACOBSON, 2002; SEINFELD e PANDIS, 2006).

Os processos de formação e crescimento influenciam o tempo de residência das partículas na atmosfera e o seu tempo de remoção. Partículas entre 1 a 10 μm tendem a ter tempo de residência na atmosfera, de acordo com Jacobson (2002), de dias a semanas ou mais tempo, enquanto partículas maiores do que 10 μm decaem com maior rapidez. Geralmente, partículas de 1 μm levam, em média, 328 dias para cair 1,0 km por sedimentação, enquanto partículas de 10 μm levam, em média 3,6 dias para cair 1 km. Jacobson (2002) também enfatiza que, embora a maioria das partículas não seja lançada a mais de 1 km, algumas delas podem viajar a longas distâncias, por processos convectivos ou por mecanismos de transporte de larga escala, durante alguns episódios meteorológicos (ARYA, 1999; FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000), podendo, de acordo com Seinfeld e Pandis (2006), Gyan et al., (2005), serem transportadas desde um continente, na qual tenham sua fonte de emissão, até sua deposição em outros, antes de caírem até o solo.

Em síntese, a remoção de material particulado no ar se faz, de acordo com Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000) e Jacobson (2002), por: i) deposição seca em transporte por difusão ou advecção, em árvores, edifícios, grama, oceanos e outras superfícies como as de veículos, assentando-se, misturando-se ou reagindo com as superfícies; ii) chuva, por meio da deposição úmida das partículas com gotas de chuva sendo levadas até ao solo. e iii) por sedimentação, pela ação gravitacional.

A Figura 3.2 mostra um fluxograma de fontes de emissões de partículas totais em suspensão na atmosfera com respectivas dimensões e formas de remoção.

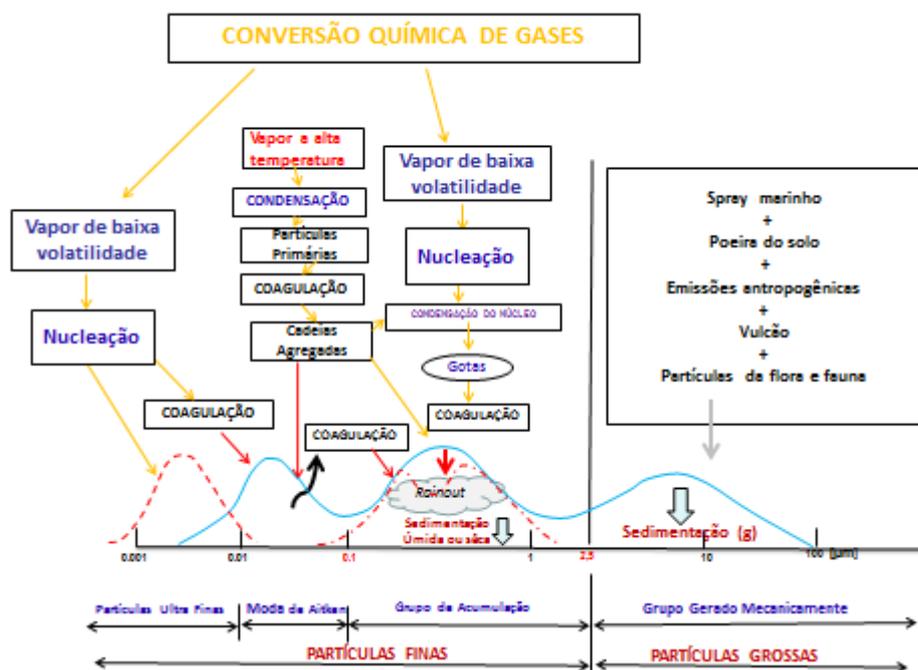


Figura 3.2 – Fluxograma da distribuição de tamanho e remoção de partículas segundo suas fontes
Fonte: Finlayson-Pitts (2000). Adaptado pelo autor (2015).

3.4 Toxicidade das Partículas

A toxicologia busca a identificação, a determinação das propriedades e os mecanismos de ação dos compostos químicos tóxicos, sendo estimados em torno de 300.000 substâncias segundo Vieira (2009) com o objetivo de controlar a prevenção e o tratamento dos seus efeitos.

As partículas na atmosfera são, geralmente, constituídas de elementos estáveis e de compostos não diretamente tóxicos, porém Yu (2004) alerta sobre a toxicidade de alguns elementos com atividade biológica que provoca iminentes riscos à saúde.

A toxicidade das partículas ocorre devido à presença de metais tóxicos tais como As, Cd, Pb, Cr, Hg e Ni e não metais e, até mesmo, pela adsorção de químicos tóxicos como carcinogênicos, que podem ser transportados até os avéolos pulmonares ou prolongar o tempo de residência no trato respiratório (YU, 2004).

O nível de toxicidade do material particulado depende de agente xenobiótico presente na sua composição química e está vinculado ao seu tamanho (diâmetro aerodinâmico), pois, segundo Kampa e Castanas (2008), o diâmetro está relacionado ao local em que as partículas se depositarão no sistema respiratório humano.

As partículas de moda grossa (MP₁₀) atuam nas vias superiores do sistema respiratório, enquanto as partículas de moda fina (MP_{2,5}) são consideradas como as de tamanho mais nocivo à saúde, pois podem penetrar facilmente nos pulmões e nos alvéolos humanos (CURTIS et al., 2006).

As partículas finas e ultrafinas (iguais e menores que 2,5 µm) não são absorvidas por mecanismos de retenção, penetrando na região alveolar, com consequentes danos patológicos (BOUBEL et al., 1994; GARÇON et al., 2005; ARBEX et al., 2012).

As partículas em regiões urbanas têm apresentado, em sua composição, elementos-traço tóxicos como os metais pesados Cd, Hg, Mn, Ni, Pb e V que, embora contribuam em menor quantidade do total de massa dos aerossóis, servem como núcleo sobre o qual outras substâncias tóxicas, como SO₄²⁻, NO₃, e benzo[a]pireno, residem e são transportadas (YU, 2004; CURTIS et al., 2006).

Kampa e Castanas (2008) afirmam que os metais pesados como o Cd, Pb, Cr, Mn, Hg, Ni, prata (Pt) e V, por serem componentes naturais da crosta terrestre, não podem ser degradados ou destruídos, tornando-se possível ser transportados por via aérea, e devido ao processo de deposição também podem contaminar os recursos de água e a cadeia alimentar do ser humano. Alguns desses elementos a baixas concentrações e são essenciais para manter as reações metabólicas normais do corpo humano, na medida em que são ingeridos; porém, com o aumento de concentração, a maioria dos metais pesados podem se tornar tóxicos (JARUP, 2003) em decorrência da bioacumulação no organismo ao longo do tempo.

3.5 Doenças por Ação do MP

3.5.1 Material particulado associado com doenças

Segundo a OMS, “saúde é definida como sendo um estado de completo bem-estar físico, mental e social, em vez da mera ausência de doenças ou enfermidades” (WHO, 1948).

A exposição a um agente poluente, de acordo com Holgate et al., (1999) e Yu (2004), é realizada por meio do contato com alguma superfície suscetível do corpo humano, no caso dos PA, pelo sistema respiratório via nariz, boca, olhos e derme.

Entre os poluentes legislados, o MP é o que apresenta maior risco à saúde humana, dada a complexidade de sua composição, que envolve diversos agentes químicos, não previamente identificados, com suas respectivas características físico-químicas e que dependem de fontes de emissão de cada região. O risco à saúde decorrente do tipo de composição do MP inalado provém da ação dos mecanismos biológicos no corpo humano (FOSTER, 1999).

Existem evidências epidemiológicas crescentes quanto ao risco, em curto prazo, dos efeitos adversos de material particulado em suspensão na atmosfera associados à saúde humana (LEADER et

al., 1999). Segundo Su, Chen e Chan (2011), o MP é um preditor de morbidade e mortalidade de doenças cardiovasculares (DCV) em curto prazo.

Os maiores impactos causados à saúde devido à PA decorrem da capacidade de inalação, pelo sistema respiratório humano, de partículas inaláveis e respiráveis (YU, 2004) que, capazes de entrar, respectivamente, nas vias superiores e vias inferiores do sistema de respiração humana, permitem, de acordo com Pooley e Mille (1999), a troca do oxigênio (O₂) do ar respirado com gás carbônico (CO₂) nos alvéolos pulmonares.

A remoção das partículas é um processo dinâmico que envolve uma fase nas vias aéreas, em curto prazo, e uma fase alveolar, em longo prazo, que influenciam os efeitos de doenças agudas e crônicas respiratórias. Em curto prazo, estudos epidemiológicos, de acordo com Kappos et al., (2004), mostram evidências de associação da exposição à concentração de MP com morbidades e mortalidades no mesmo dia ou dias seguintes.

Eventos em curto prazo provocam absenteísmo escolar, dias de atividade restrita, afastamento do trabalho, sintomas (chiado, tosse, produção de catarro, infecções respiratórias), uso de medicamentos respiratórios e cardiovasculares, doenças respiratórias e cardiovasculares, atendimentos ambulatoriais, visitas a ambulatórios de emergência, alterações fisiológicas (função pulmonar) e mortalidade diária. Em longo prazo, acontecem restrição de crescimento intrauterino, incidência e prevalência de doença respiratória como asma e doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), alterações patológicas, mudanças em funções fisiológicas, doença cardiovascular crônica, câncer de pulmão e mortalidade por doenças cardiovasculares e respiratórias (WHO, 2006).

Kappos et al., (2004) enfatizam, também, que as maiores correlações com doenças ocorrem pela exposição ao MP_{2,5}, seguido de MP₁₀, e PTS, sem que haja um valor limite de segurança quanto aos efeitos à saúde. Esses mesmos autores afirmam que, como não há nenhuma evidência de um limiar sem efeitos nocivos das partículas, uma redução nos valores limites estipulados à exposição de 24 horas e anual irá reduzir, significativamente, as relações lineares epidemiológicas com os riscos à saúde.

Estão propensos aos efeitos da exposição ao MP, em curto prazo, paciente com asma, DPOC, pneumonia, além de indivíduos com prevalência de doenças cardiovasculares e diabetes (ZANOBETTI e SCHWARTZ, 2002; SALDIVA e MIRAGLIA, 2004). A maioria dos agravos à saúde devido a poluentes é exacerbada, não somente por problemas de saúde prevalentes antecedentes acometidas em indivíduos, mas, também, decorrente de idade, hábitos, tipo de moradia, escolaridade e condição sócia econômica desses indivíduos (SCHWARTZ e DOCKERY, 1992; BRAGA et al., 2001; ATKINSON, ANDERSON e SUNYER, 2001; MARTINS et al., 2002; SALDIVA e MIRAGLIA, 2004; GOUVEIA, 2011).

As crianças, segundo Kulkarni e Grigg (2008) e Pascal (2008), são as mais prejudicadas quanto aos efeitos nocivos de poluentes, haja vista a imaturidade de suas defesas imunológicas, devido

ao seu sistema respiratório ainda em crescimento. Os efeitos tóxicos do poluente atuam na interface ar/tecido do pulmão, podendo ainda afetar outros órgãos. Há crescente preocupação quanto à exposição aos poluentes e seus efeitos no crescimento fetal e no desenvolvimento neuropsicomotor na primeira infância (RAUH et al., 2004). As populações com desfavoráveis condições socioeconômicas e baixa escolaridade estão mais sujeitas ao risco de infecções respiratórias (AMARILLO e CARRERAS, 2012). Com relação ao efeito nocivo do material particulado no sistema respiratório humano, há evidências de que o MP_{10} está associado a infecções respiratórias em crianças (SALDIVA e MIRAGLIA, 2004; AMARILLO e CARRERAS, 2012). Segundo Jacobson et al., (2012) o $MP_{2,5}$ pode provocar declínio da função pulmonar de forma aguda em crianças. Essa situação pode ser agravada em longo prazo.

3.5.2 Material particulado associado a doenças respiratórias

A maioria dos problemas deletérios de saúde no ser humano provocados pela poluição do ar ocorre via sistema respiratório e no sistema cardiovascular, em função do movimento das partículas que penetram no epitélio alveolar, podendo atingir outros órgãos via corrente sanguínea (YU, 2004, GUALTIREI et al., 2009). Por conseguinte, patologias do sistema respiratório são alguns dos principais efeitos decorrentes da exposição ao MP. Esses efeitos atingem desde gestantes e crianças até a população idosa, que são os grupos de risco mais afetados. A ocorrência de patologias do sistema respiratório, devido à exposição ao MP, pode ser também influenciada pela susceptibilidade em relação a fatores genéticos (CURTIS et al., 2006). A maior preocupação com material particulado fino se deve ao fato de as maiores partículas poderem ser removidas pela ação mucosa das vias aéreas superiores, enquanto as partículas de moda fina podem penetrar até a região alveolar pulmonar, onde ocorrem trocas de gases no aparelho respiratório e onde a maior potencialidade de efeitos nocivos à saúde também se verifica (FINLAYSON-PITTS e PITTS JÚNIOR, 2000; YU 2004).

Thurston (2001) enfatizou sobre as evidências epidemiológicas quanto aos efeitos adversos na saúde de crianças em ambientes com MP_{10} . O autor enfatiza que a exposição, em curto prazo, está relacionada a diversas morbidades como redução da função respiratória, sintomas de asma, visita a prontos-socorros, internações e mortalidade; com relação à exposição em longo prazo, explicita a redução da função pulmonar, sintomas respiratórios, redução do crescimento intrauterino, com riscos acentuados para crianças no período neonatal (menor que um mês), e no pós-natal (período de 1 a 12 meses), além da mortalidade. Em longo prazo, o $MP_{2,5}$ estabelece um processo inflamatório crônico do sistema respiratório, rinite alérgica que agrava doenças pré-existentes como asma e o enfisema pulmonar (ZANOBETTI et al., 2009).

Em adultos, com idade entre 44 a 80 anos, frações de partículas finas foram associadas, segundo Peters et al., (1997), ao decréscimo do pico do fluxo expiratório, aumento de tosse e mal-estar

durante o dia, na cidade de Enfurt, na Alemanha. Como há consistentes evidências da associação do $MP_{2,5}$ com o risco de morte por todas as causas, sintomas cardiovasculares e doenças respiratórias, constata-se, portanto, a necessidade do controle dos níveis de partículas finas (SAMET et al., 2000).

3.5.3 Elementos químicos presentes no MP associados às doenças

Evidencia-se que, além do tamanho das partículas, a composição química do MP é fator essencial para identificação dos agentes responsáveis para reduzir efeitos de doenças na população (PETERS et al., 1997). O corpo humano é constituído por macromoléculas tais como proteínas, hidratos de carbono, gorduras e ácidos nucleicos, contém ainda outros elementos como alguns metais e compostos complexos essenciais para o corpo humano; porém tanto a deficiência como o excesso podem ser perigosos para a saúde humana. O excesso de elementos aumenta a formação de partículas reativas conhecidas como radicais livres, os quais danificam as membranas celulares, interferem nas funções celulares normais, causam doenças e envelhecimento (RASHED et al., 2010). Vanádio, bromo e chumbo presentes em MP apresentaram forte associação com a inflamação pulmonar em estudo experimental com ratos (SALDIVA et al., 2002).

De acordo com Wilhelm et al., (2007), o incremento de Cr e Ni tem se manifestado em sintomas de alergia, asma e doenças atópicas de crianças moradoras próximas de fonte industrial. Metais pesados como As, Ni e V, presentes em partículas, provocam irritação na garganta, broncoaspiração e dispneia em indivíduos com prevalência de asma (KAWAGA, 1985; BALMES, FINE e SHEPPARD, 1987; CAKMAK et al., 2014).

Os elementos Cr, Co, Ni, Al, Zn e V podem causar asma e alergia e a toxidez do Mn pode provocar distúrbios neuropsiquiátricos e mal de Parkinson. (KRANTZ e DOREVITCH, 2004).

De acordo com Kakkar e Jaffery (2005), a maioria dos efeitos tóxicos de metais, como arsênio, cromo e níquel, conhecidos como Câncerígenos, pode ser modificado pela exposição simultânea a outros metais. Efeitos pró-inflamatórios podem ocorrer em decorrência da interferência do Ni com o metabolismo do Fe (Salnikow, Li e Lippmann, 2004). Zhou et al., (2003), em experimentos com ratos, encontraram problemas respiratórios por meio da sinergia da concentração do Fe com BC. O BC, como elemento predominante de combustão incompleta de combustíveis fósseis e de biomassa, pode facilmente penetrar nas vias aéreas inferiores e pulmões, com efeitos nocivos para a saúde, como o agravamento de doenças pulmonares e cardiovasculares (NA e COCKER III, 2005). O BC está relacionado à mortalidade. A redução de BC relacionado à combustão incompleta de veículos resultou em ganho médio de 12 meses na expectativa de vida por pessoa em Roterdã (KEUKEN et al., 2011).

Após estudos sobre o sistema respiratório, de acordo com Kostrzewa et al., (2004), epidemiologistas passaram a investigar os efeitos, mesmo os menos graves, envolvendo um grande

número de pessoas com sintomas no sistema cardiovascular, haja vista que, segundo os mesmos autores, além de Donaldson e Macnee (2001), os mecanismos de ação das partículas no sistema cardiovascular são, ainda, pouco compreendidos e, por isso, necessitam de investigação. Além de doenças cardíacas, outras áreas são relevantes em virtude do envelhecimento da população. A incidência de doença de Alzheimer e de Parkinson também está vinculada à PA do ar (BLOCK e CALDERON-GARCIDUENAS, 2009).

3.6. SO₂ e suas Fontes

O SO₂ constituinte da família de óxidos de enxofre (SO_x) é significativo poluente atmosférico, sendo considerado um dos mais perigoso de todos os poluentes gasosos (YU, 2004). O mesmo tem origem de fontes naturais (por meio de compostos de enxofre emitidos por meio da ação vulcânica, emissões oceânicas), e antropogênicas, pela emissão de enxofre na atmosfera (próximo de 95 %) na forma de SO₂. As principais atividades humanas que causam emissões de SO₂ são provenientes da combustão de carvão e produtos petrolíferos, refino de petróleo, queima de óleo combustível, produção de polpa de celulose e papel, fertilizantes e fundição de metais não ferrosos (ARBEX et al., 2012)

A RMGV é uma região altamente industrializada. Com isso, sofre influência de emissões industriais de diversos setores, como indústrias do ramo mineral, siderúrgico, químico e alimentício. Além das emissões do setor industrial, há emissões veiculares que influenciam de forma impactante no ar da RMGV, considerando ainda serem os valores de inventários e padrões de limite de emissão ultrapassados. Todas essas fontes contribuem para emissões de SO₂ (IEMA, 2013)

3.7. Doenças por Ação do SO₂

No curto prazo há evidências epidemiológicas que sugerem que o SO₂ em combinação com níveis elevados de partículas pode provocar declínio da função pulmonar em concentração igual ou acima de 0,19 ppm, para média de 24 horas. Reações do SO₂ podem gerar substâncias, tais como partículas ácidas, apoiando a hipótese de que poluentes ácidos contribuem para a carcinogênese em humanos. O efeito do SO₂ na saúde humana pode variar com o estado de saúde e atividade física dos indivíduos (YU, 2004). A inalação do SO₂, mesmo em baixas concentrações e pode causar irritação no nariz, garganta e pulmões, principalmente no grupo de risco de crianças, idosos e com doenças pré-existentes. Concentrações e progressivamente maiores causam o aumento da secreção mucosa nas vias respiratórias superiores, inflamações graves da mucosa e redução do movimento ciliar do trato respiratório. Pode, ainda, aumentar a incidência de bronquite, faringite, função pulmonar e rinite (HOLGATE et al., 1999; JACOBSON, 2002),

3.8 Diretrizes e Regulação

Padrões de qualidade do ar para MP são recentes no mundo, tendo sido primeiramente expressos para partículas totais em suspensão (PTS), em 1971, por norma americana do National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) (GRANT, SHOAF e DAVIS, 1999). Em 1987, de acordo com Finlayson-Pitts e Pitts Júnior (2000), foi realizada pela NAAQS a primeira revisão de PTS, sendo adicionados padrões de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 horas e de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual para partículas MP_{10} (moda grossa), pela evidência de MP de menor diâmetro ter mais impacto sobre a saúde, devido à sua maior capacidade de inalação. Em 1997, foi estabelecido pela NAAQS outro padrão de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 horas e de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual para partículas de moda fina ($\text{MP}_{2,5}$) de diâmetros menores que $2,5 \mu\text{m}$. Padrões da qualidade do ar da Comissão Europeia de meio ambiente, estabelece em relação ao MP_{10} a concentração de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual; para partículas finas, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual, com meta estabelecida de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 2015 e de $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a ser atingida em 2020. A comunidade europeia ainda estabelece níveis de concentração de alguns elementos químicos: com concentração de Pb, de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{ano}$; de As, de $6 \text{ng}/\text{m}^3/\text{ano}$; de Cd, de $5 \text{ng}/\text{m}^3/\text{ano}$ e de Ni, de $20 \text{ng}/\text{m}^3/\text{ano}$ (EUROPEAN COMMISSION, 2014).

Os níveis de concentração dos poluentes atmosféricos excedem muitas vezes os padrões estabelecidos, principalmente nos grandes Centros urbanos de países em desenvolvimento. Cohen et al., (2005) estimaram que, em 2004, 18% das áreas urbanas no mundo com população acima de 100.000 habitantes tiveram concentração de MP_{10} com média anual superior a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maior que o dobro dos limites dos níveis de concentração estabelecidos pela United States Environmental Protection Agency (U. S. EPA).

A legislação brasileira para o meio ambiente, em relação ao SO_2 e MP, estabelece os seguintes padrões de concentração, de acordo com a Resolução N° 03 CONAMA (BRASIL, 1990): i) SO_2 – para amostragem de 24 h: padrão primário de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e padrão secundário de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$; para média aritmética anual: padrão primário de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e padrão secundário de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ii) PTS – padrão primário (valores acima dos quais se caracteriza como prejudicial à saúde), concentração de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média geométrica anual e concentração média de 24 horas de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (não excedida mais de uma vez ao ano); padrão secundário (valores abaixo dos quais são considerados como os de mínimos efeitos sobre a saúde, a fauna, a flora e o meio ambiente em geral), concentração de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média geométrica anual e concentração média de 24 horas de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (não excedida mais de uma vez ao ano); iii) MP_{10} é estabelecido, tanto para o padrão primário, quanto para o padrão secundário, concentração média de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas (não excedida mais de uma vez ao ano) e de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média aritmética anual; iv) fumaça – para o padrão primário, concentração de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média aritmética anual e concentração média de 24 horas de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (não excedida mais de uma vez ao ano) e para o padrão secundário, concentração de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média aritmética anual e concentração

média de 24 horas de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (não excedida mais de uma vez ao ano). Os padrões brasileiros para MP possuem valores de concentração acima dos padrões estipulados pela USEPA e das diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS).

Como observado anteriormente, não há padrão na legislação federal para o $\text{MP}_{2,5}$. No Brasil, somente mais recentemente os Estados de São Paulo e do Espírito Santo implantaram padrões para o $\text{MP}_{2,5}$. Especificamente no Espírito Santo, por meio do Decreto 3463-R, de 16 de dezembro de 2013, além dos padrões de particulados já legislados no CONAMA N° 03, foram adicionados para melhoria da qualidade do ar no estado padrões para PS e $\text{MP}_{2,5}$ (tido pela OMS mais prejudicial à saúde). Para o $\text{MP}_{2,5}$ foram estabelecidas metas intermediárias a serem atendidas até um padrão final: i) MII (sem padrão – por não haver ainda medição na Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAr); ii) MI2 de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual, iii) MI3 de $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual, estabelecidas como valores temporários para serem cumpridos em etapas e iv) padrão final de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual (ESPÍRITO SANTO, 2013), com base nas diretrizes da OMS.

A OMS estabelece as seguintes diretrizes para valores admissíveis para inalação e respiração: i) (SO_2): $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média de 10 minutos; ii) Partícula inalável (MP_{10}): $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média anual; iii) Partículas finas ($\text{PM}_{2,5}$): $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média anual (WHO, 2006).

4 REVISÃO DA LITERATURA CIENTÍFICA

Estudos epidemiológicos, com o objetivo de investigar o impacto na saúde devido à exposição humana diária com PA, começaram a ser abordados com mais ênfase a partir do final dos anos oitenta do século XX. Como referencial mais relevante de episódios de PA, ocorridos na primeira metade do século XX, citados Anderson (1999) e Peters e Pope III (2002), destacam-se: i) no Vale Meuse, em 1930, na Bélgica, com o aumento de patologias respiratórias e mortalidade, devido a condições adversas da meteorologia que provocaram sessenta e quatro mortes; ii) em Donora, em 1948, na Pensilvânia, ocasião em que houve aumento de doenças e mortalidade, decorrentes da acumulação de poluição com o fenômeno de inversão térmica e que ocasionou vinte mortes; iii) em Utah, no período de 1986 a 1987, nos EUA, quando foi verificada a diminuição de mortalidade devido a problemas respiratórios, por redução da emissão temporária de MP_{10} , comparando-se um período anterior e posterior à paralisação, por motivo de greve, de uma usina siderúrgica e iv) o mais impactante deles, em Londres, ocorrido em 1952, no Reino Unido, com o aumento de mortalidade em grupo de risco, constituído de idosos e de pessoas com doenças cardiorrespiratórias pré-existentes (situação proveniente do acúmulo de poluição com inversão térmica) que ocasionou em torno de 4000 mortes. Esses episódios, entre outros, ensejaram as primeiras medidas de controle da poluição por nações como os Estados Unidos e Reino Unido para melhoria da qualidade do ar. Apesar dos limites estabelecidos para a exposição à concentração de poluentes, ainda são observados efeitos adversos à saúde, mesmo para a baixa exposição e, relativamente comuns, às concentrações e de PA (PETERS e POPE III, 2002).

Inicialmente, os estudos epidemiológicos focaram nos efeitos deletérios sobre a saúde em doenças respiratórias, em decorrência de o sistema respiratório ser o principal contato de inalação de poluentes do ar, que causam as mais comuns morbidades respiratórias na população, principalmente, em centros urbanos e industriais. As medidas de efeito na saúde, em estudos epidemiológicos, conceitualmente podem ser obtidas por meio de efeito relativo obtido pelo “Risco Relativo” (RR) entre a frequência da doença entre os expostos a um determinado fator e os com doença, mas não expostos (FREITAS, 1999). As abordagens epidemiológicas, segundo Freitas (1990) e Frampton, Uttel e Samet (2010), podem ser: i) ecológicas – diz respeito à comparação entre a exposição ao poluente e as patologias a que diferentes grupos estão submetidos; ii) transversais – quando medições são feitas em momento determinado, isto é, especulam-se hipóteses quanto à responsabilidade, não considerando fatores individuais, ou podem ter enfoque de grupo populacional de determinada região; sendo de menor custo, porém, não permitem o controle restrito de variáveis de confusão (FREITAS, 1990; SAMET e JAAKKOLA, 1999; COLOMBINI, 2008; EILSTEIN, 2010); iii) caso controle – quando indivíduos com e sem a patologia são comparados com a presença ou ausência da patologia em tempo passado (retrospectivo) (FREITAS, 1990; COLOMBINI, 2008); e iv) de *coorte* – tem como

base os efeitos na saúde, associados por exposição crônica em longo prazo (prospectivo); considera fatores de confusão, de forma tal que a observação de indivíduos é realizada ao longo do tempo, e possibilita pesquisa em curto prazo por meio de estudos de painel com utilização de pequeno número de participantes (FREITAS, 1990; SAMET e JAAKKOLA, 1999; COLOMBINI, 2008; EILSTEIN, 2010). A efetiva relação entre o agente poluente e a doença geralmente é realizada por estudos experimentais, que vão determinar a plausibilidade biológica entre a causa e o efeito deletério no corpo humano.

A relação entre a PA e os efeitos deletérios na forma de doenças no ser humano pode, ainda, ser fornecida pela ciência clínica, por experimentos em animais, por meio de análises biológicas, e de estudos observacionais em seres humanos para inferir o impacto do agente tóxico sobre o corpo humano (COLOMBINI, 2008). Estudos experimentais realizados com utilização de animais de laboratório, de acordo com Kodavanti et al., (1999), fornecem a explicação do fenômeno por meio dos mecanismos biológicos envolvidos: i) iniciação, progressão e resolução da lesão do tecido, por ação de substância tóxica e ii) hipóteses, utilizando-se de análises clínicas ou biológicas, que permitam relacionar ao ser humano os efeitos de toxicidade dos poluentes atmosféricos.

4.1 Estudos Epidemiológicos com Material Particulado

A fundamentação da abordagem evidenciando a exposição crônica à MP, por meio de estudos epidemiológicos de *coorte*, foi realizada pelos dois primeiros estudos que se destacam na área, nos EUA. O primeiro estudo foi da *American Cancer Society*, de Pope III et al., (1995), que pesquisou um grupo de 500.000 indivíduos, em 150 cidades nos EUA, no período entre 1982 a 1989, exposto ao MP. Os resultados evidenciaram valores de RR de mortalidade cardiopulmonar e de câncer no pulmão, respectivamente, de 1,09 (IC 95%; 1,03 - 1,16) e 1,14 (IC 95%; 1,04 - 1,23) para uma variação de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de concentração de $\text{MP}_{2,5}$. O outro estudo foi realizado em 1993, denominado de *Six Cities Study - Harvard Six Cities Study*, realizado por Dockery et al., (1993), com um grupo de 8.000 pessoas em seis cidades, durante 16 anos; posteriormente, estendido por mais oito anos para investigação de mortalidade, devido a causas respiratórias com MP. Os resultados evidenciaram que o RR, para mortalidade geral, teve um incremento de 1,26 (IC 95%; 1,08 - 1,47) para uma diferença de 18,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, na comparação de médias anuais dos níveis de $\text{MP}_{2,5}$ entre os vilarejos de maior e menor concentração. Acentua-se a importância dos primeiros estudos de *coorte*, pois os riscos relativos estimados por esses trabalhos passaram a ser referência para estimar o Índice de mortalidade devido à exposição ao MP de estudos subsequentes.

Outros estudos foram realizados na Europa e seus resultados são consistentes; e quase todos eles mostraram a existência de uma associação estatisticamente significativa entre o MP e a mortalidade cardiopulmonar (EILSTEIN, 2010). Jacobson (2002) cita o estudo realizado por Pope em

2000 que concluiu que, em ocorrências agudas (em curto prazo, entre 1 a 5 dias), o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} foi associado com aumento entre 0,5 a 1,5% em eventos de visitas de emergência, hospitalização e mortalidade diária, devido a doenças respiratórias e cardiovasculares, além de surtos de asma e tosse.

Também se destaca o estudo *Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoires Chroniques* (PAARC), de Filleul et al., (2005), realizado na França entre 1974 a 1976, que incluiu 14.000 adultos, com média de idade de 42 anos, moradores de 24 áreas, em sete cidades francesas. Diferentes poluentes (SO_2 , PTS, fumaça preta, NO_2 , BC, NO) foram medidos no período. Após 25 anos e com a exclusão das áreas influenciadas por tráfego de automóveis e a análise de fatores individuais (sexo, escolaridade, Índice de massa corporal, exposição ocupacional à poeira, gás e tabagismo), foi avaliado estado de saúde dos indivíduos. Os resultados indicaram que para um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração devido às PTS, houve uma estimativa de aumento do RR de 1,06 (IC 95%; 1,01-1,12) de mortalidade.

Medina et al., (2005), no estudo do programa europeu denominado *Air Pollution and Health: a European Information System* (APHEIS), realizado em nove cidades francesas, encontraram nos resultados a indicação de um ganho estimado de 6,39 a 9,70 anos, para grupos de 100 mil habitantes, considerando a diminuição à exposição em $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$. Os autores informaram ainda que, se a concentração de $\text{MP}_{2,5}$ não superar a $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, uma expectativa de vida de 30 anos poderá ser aumentada de um mês a dois anos, dependendo da cidade estudada.

Paula Santos et al., (2005) avaliaram os efeitos dos PA por meio de indicadores de risco, baseados na pressão arterial e na variabilidade da frequência cardíaca em controladores de tráfego de veículos, na cidade de São Paulo (relacionados a doenças cardiovasculares). Registros diários de poluentes (MP_{10} , CO, NO_2 e SO_2) foram obtidos de quatorze estações de monitoramento, pertencentes à Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo. Dados meteorológicos, como temperatura média diária e média relativa da umidade do ar, foram obtidos do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG), da Universidade de São Paulo (USP). As análises descritivas foram feitas para as variáveis incluídas no estudo. Avaliaram a correlação linear entre os poluentes, por meio de coeficientes de correlação de Pearson e das análises de variância (ANOVA), para testar as diferenças entre a variável dependente nos períodos de estudo. Os resultados indicaram que o CO teve efeito significativo agudo, associado com a pressão arterial no *lag* 0 e subagudo no *lag* 4 (exposição do dia e do quarto dia de exposição ao CO) respectivamente. Somente o SO_2 apresentou uma associação estatisticamente significativa com variabilidade da frequência cardíaca (VFC). MP_{10} e NO_2 não tiveram nenhum efeito estatisticamente significativo, tanto na pressão arterial, quanto nos indicadores de VFC. Os autores concluíram, afirmando que esse estudo fornece plausibilidade biológica para estudos observacionais da PA relacionados com

morbidade e mortalidade cardiovascular, além de ser importante por possibilitar adoção de políticas no combate à PA no meio ambiente.

Roberts e Martin (2006) avaliaram a influência da associação dos diversos poluentes como MP_{10} , CO, O₃, NO₂ e SO₂ e respectivos efeitos em doença. Dados de mortalidade diária obtidos em banco de dados nacional de morbidade e mortalidade, das concentrações e dos poluentes e das variáveis meteorológicas foram obtidos de cidades nos Estados Unidos, no período de 1987 a 2000. Como consequência de um problema comum no contexto dos modelos de regressão, chamado de multicolineariedade, a análise de componentes principais (ACP) foi utilizada como procedimento para solucionar tal situação, por permitir essa técnica agrupar os poluentes em um grupo principal e assim poder eliminar as altas correlações existentes entre eles. Também foi comparada e descrita a utilização da Análise de Componentes Principal Supervisionada (SACP), que considera a relação entre as covariáveis (poluentes) e os efeitos adversos à saúde. Os autores demonstraram que ambas as técnicas utilizadas são eficazes para o controle da multicolineariedade entre covariáveis para determinar o melhor modelo de regressão. Entretanto a técnica SACP foi mais bem sucedida em identificar os principais componentes dos poluentes associados com a mortalidade, ao possibilitar a exclusão daqueles poluentes que efetivamente não estão diretamente associados aos resultados de desfechos de doenças.

Braga et al., (2007) investigaram os efeitos agudos do MP_{10} com pronto atendimento, devido a doenças respiratórias e cardiovasculares, na cidade de Itabira, em Minas Gerais, em crianças até 13 anos, adolescentes de 13 a 19 anos e adultos com idade acima de 45 anos, no período de 1 de janeiro de 2003 a 30 de junho de 2004. Dados diários de doenças foram obtidos do hospital municipal, com base no CID-10. Dados de concentrações e diárias foram fornecidos pela Companhia Vale do Rio DoCE. O estudo ecológico de séries temporais utilizou o Modelo Aditivo Generalizado (MAG) com distribuição de *Poisson* para estimação dos efeitos entre o MP_{10} e os dados de admissões hospitalares. Foram utilizadas variáveis de controle de temperatura (T), umidade relativa (UR) e sazonalidade em curto e longo prazo. Os resultados para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} apresentaram: i) acréscimo de 4% (IC95%; 2,2 – 5,80) no *lag* 0 e no *lag* 1, para atendimentos respiratórios em crianças menores que 13 anos; ii) acréscimo de 12% (IC 95%; 8,5 – 15,5) no *lag* 3, para atendimentos respiratórios em adolescentes entre 13 e 19 anos e iii) acréscimo de 4% (IC95%; 0,8 – 8,5), para efeitos agudos cardiovasculares em adultos com idade entre 45 a 64 anos.

Kan et al., (2007) realizaram estudo para verificar os efeitos agudos de MP ($MP_{2,5}$ e $MP_{10-2,5}$) sobre a mortalidade diária em Xangai, na China, no período de 4 de março de 2004 a 31 de dezembro de 2005. O estudo de séries temporais utilizou o MAG, com regressão de *Poisson*, devido aos dados de contagem de mortalidade diária, com ajustes para dados meteorológicos e tendências temporais. Os resultados apresentaram concentrações médias de $MP_{2,5}$ e $MP_{10-2,5}$ de $56,4$ e $52,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, sendo a massa de $MP_{2,5}$ em torno de 53 % da massa de MP_{10} . As concentrações e

encontradas foram maiores que as recomendadas pelas diretrizes da OMS e da NAAQS. Os resultados apresentaram concentração de $MP_{2,5}$ associada com taxas de mortalidade por todas as causas e por doenças cardiorrespiratórias. Não houve efeito significativo de $MP_{10-2,5}$ com mortalidade, sendo os resultados menos consistentes. Os autores concluíram informando que suas análises forneceram a primeira evidência estatisticamente significativa na China de que o $MP_{2,5}$ tem um efeito adverso sobre a saúde da população e com isso fortalece a justificativa para limitar ainda mais os níveis de $MP_{2,5}$ em Xangai e no exterior. Enfatizaram que as conclusões sobre os efeitos à saúde das partículas finas ($MP_{2,5}$) e partículas grossas ($MP_{10-2,5}$) no ambiente permanecem inconsistentes.

Tsai et al., (2010) encontraram em Taichung, na China, associação entre exposição diária de PA em ambiente urbano com a mortalidade cardiovascular. Foram observados crescimentos da mortalidade com incremento da concentração do MP_{10} no *lag* 0 e de um dia, porém afirmaram que o estudo pode apresentar limitações quanto a: i) erros de codificação de doenças; ii) número insuficiente de pontos de monitoramento, com consequentes erros de medição de exposição; iii) não homogeneidade de dados, por perda de pacientes muito idosos (principalmente em estudos longitudinais); iv) falta de dados de morbidades que possam ser controlados e influenciem o resultado da exposição e v) restrição de validação externa, com generalização dos resultados para cenários com diferentes características meteorológicas.

Wang e Pham (2011), com objetivo de quantificar a associação da concentração dos poluentes atmosféricos MP_{10} , CO, NO_2 , O_3 e SO_2 com mortalidade diária em Seul, na Coreia do Sul, propuseram a aplicação da técnica de ACP, no período de 1 de junho de 1999 a 31 de dezembro de 2002. Além das covariáveis explicativas, também foram consideradas dentro do modelo os efeitos das variáveis indicadoras de tendência temporal de longo prazo, de sazonalidade, dia da semana; e de confusão com os fatores meteorológicos. Os dados foram obtidos no Instituto Nacional de Estatística Coreano e pelo Ministério do Meio Ambiente. Para controle da multicolineariedade das variáveis em estudo utilizaram a técnica de ACP. Os resultados mostraram que o CO e o SO_2 tiveram grande contribuição para a mortalidade diária de Seul, com RR de 1,0140 (95% IC, 1,01 - 1,01) para o CO; enquanto o RR para o SO_2 foi de 1,0176 (95% IC, 1,01-1,02). O RR de O_3 foi de 1,0102 (95% IC 1,00 -1,01). No caso de partículas (por meio de partículas grossas), o efeito na mortalidade diária foi menor, comparada com os de outros poluentes gasosos analisados, com RR de 1,0011 (95% IC, 0,99 - 1,00) para o MP_{10} . Os autores sugerem a realização de novas pesquisas para análises de predição para o MAG com a utilização da ACP.

Villeneuve et al., (2012) investigaram os efeitos de curto prazo dos PA (NO_2 , $MP_{2,5}$, CO, O_3 , e SO_2) sobre Acidente Vascular Cerebral (AVC), usando um *case-crossover*. Dados de atendimentos de urgência foram obtidos de 5.927 prontuários entre 2003 e 2009, em Edmonton, no Canadá. As concentrações e diárias dos PA foram obtidas de monitores fixos. Regressão logística foi utilizada para estimar o risco relativo de ocorrer AVC em relação a um aumento no intervalo interquartil para cada

poluente. Foram encontradas associações positivas entre AVC isquêmico e PA no verão. Especificamente, o risco relativo para um aumento de 9,4 PPB na média de 3 dias de NO_2 foi de 1,50% (IC 95%; 1,12, - 2,01). Não houve associação estatisticamente significativa com $\text{MP}_{2,5}$ e demais poluentes. Associações com AVC isquêmico foram mais fortes para indivíduos com prevalência de AVC, doença cardíaca, e com pacientes tomando medicação para a diabetes. Os resultados sugerem que as características específicas do paciente podem modificar associações entre PA e AVC isquêmico. Os pesquisadores concluem expondo que o estudo fornece evidência de que a exposição a PA aumenta o risco de isquemia, mas não outros tipos de AVC, além da evidência de que pacientes com histórico de derrame, doenças cardíacas e diabetes são mais vulneráveis.

Krishnam et al., (2012) avaliaram a associação de exposições de PA em curto e longo prazo, com dilatação do fluxo-mediada (FMD) e diâmetro de base arterial (BAD) da artéria braquial em um estudo longitudinal multiétnico de aterosclerose em 6.814 indivíduos de etnias (branca, afro-americana, hispânica e chinesa), entre 45 a 84 anos, em seis comunidades nos EUA, haja vista a exposição, em curto prazo, ao $\text{MP}_{2,5}$ poder estar associada com efeito agudo de decréscimo do FMD e de vasoconstrição; e em longo prazo, com evento crônico com mortalidade cardiovascular, devido à disfunção endotelial, que não tem sido pesquisada em longo prazo. Foram avaliados 3.040 residentes que tiveram artéria braquial medida por ultrassom. Concentrações e de $\text{MP}_{2,5}$ para longo prazo foram estimadas para o ano de 2000, na residência dos participantes com utilização de um modelo de abrangência espacial e temporal de monitoramento específico contínuo e, para o curto prazo, com base em concentrações e diárias de sítio Central das seis localidades. Os resultados indicaram que, em longo prazo, um aumento interquartil de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$ foi associado com uma diminuição da FMD, ajustando para as características demográficas, fatores de risco tradicionais e relação de $1/\text{BAD}$, sendo que mulheres, não fumantes, participantes mais jovens e aqueles com hipertensão mostraram maior associação de $\text{MP}_{2,5}$ com a FMD, que, no entanto, não foi significativamente associada com a variação em curto prazo no $\text{MP}_{2,5}$ (menos 0,1 % por aumento diário de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no dia anterior ao exame). Os autores concluíram ser este o primeiro estudo epidemiológico a sugerir que a exposição em longo prazo ao $\text{MP}_{2,5}$ está associada com a diminuição da função endotelial, de acordo com a ultrassonografia braquial, independentemente de fatores de risco cardiovascular (o que foi comprovado) e que esses resultados evidenciaram a relação entre PA e mortalidade cardiovascular.

4.2 Estudos Epidemiológicos e a Composição Química do Material Particulado

Cançado et al., (2006) investigaram desfechos por internações por causas respiratórias na cidade de Araraquara, em São Paulo, entre os meses de abril de 1997 até março de 1998, em grupos de risco de crianças menores de 13 anos e idosos, com idade superior a 64 anos, expostos à queima de biomassa, decorrente das queimadas de cana de açúcar na região. Os resultados das análises da

espeiação química do MP_{10} e $MP_{2,5}$ atestaram a presença de espécies elementares de Al, Mn e de K, além da presença de Se e Si. Foi observado que, para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de $MP_{2,5}$, houve um aumento de 21,4% nas internações de crianças e idosos. Em relação ao MP_{10} , para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração do poluente, houve um aumento de 31,03%, nas internações por causas respiratórias de crianças e idosos da região estudada.

Viana et al., (2008) enfatizaram a importância de estudos epidemiológicos serem fundamentados com análises das propriedades físico-químicas de partículas na determinação dos efeitos à saúde. Para tanto, os autores focaram nos efeitos sobre gestantes, decorrente da exposição a aerossóis MP_{10} e $MP_{2,5}$, para um estudo de coorte em Valência, Espanha. O estudo, além da determinação da concentração de MP, incluiu a análise química de elementos-traço e de 15 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. A amostragem de MP em períodos de 24 h foi realizada em cinco campanhas trimestrais, entre abril de 2004 a junho de 2005, englobando todas as estações anuais em sítios urbano, suburbano, metropolitano e rural, com grande variabilidade econômica e demográfica. Os resultados evidenciaram a presença de BC, Fe, MO, NH_4 , NO_3^- e SO_4^{2-} na composição de MP, de origem antropogênica, com gradiente crescente do nível de exposição ao MP de áreas urbanas para as áreas rurais, além de:

- i. Níveis de MP_{10} relativamente altos em áreas urbanas, diminuindo para o interior; e de $MP_{2,5}$ relativamente homogêneo em área urbana e rural; porém, tanto as concentrações e de MP_{10} , quanto do $MP_{2,5}$ são elevadas, se comparadas com outras regiões da Espanha;
- ii. Evidência de que as populações das áreas urbana e regional foram expostas a dois distintos perfis químicos: um urbano, com altos níveis de (MP_{10} e $MP_{2,5}$), com alta contribuição de matéria orgânica, *Black carbon* e compostos inorgânicos secundários; e um outro regional, caracterizado por baixo nível de MP_{10} (embora alto de $MP_{2,5}$), mas com alta contribuição de material mineral;
- iii. Níveis altos de $MP_{2,5}$ na área regional, devido a atividades de mineração com argila;
- iv. Crescimento dos níveis de compostos inorgânicos secundários, da área urbana para a regional, por processos de nucleação e condensação, devido à alta concentração de gases precursores, da umidade relativa e insolação;
- v. Diferença entre os compostos inorgânicos secundários da área urbana e regional sugerem que 50% da massa urbana têm ligação com processos de nucleação e condensação devido a atividades antropogênicas, enquanto os outros 50% da área regional estão relacionados à origem natural;
- vi. Diferença entre os níveis de materiais minerais entre as áreas urbana e regional no inverno reflete a influência decorrente da ressuspensão da poeira causada pelo tráfico nas áreas urbanas;

- vii. Um sítio regional com localização em uma altitude maior (1.520 m, acima do mar), provavelmente acima da camada limite, pode explicar a redução geral nos níveis de MP_{10} e compostos inorgânicos secundários observados no inverno;
- viii. Baixos níveis de HPA, comparados com outras localidades da Espanha e da Europa;
- ix. Cinco fontes contribuíram para os níveis de MP_{10} em todas as áreas: industrial (provavelmente referente a processos de combustão e incluindo emissões de Ni e V), tráfego, matéria mineral, *spray* marítimo e fonte regional.

Segundo os autores a relação entre nível de MP e os efeitos adversos à saúde não podem ser determinados somente com o nível de exposição ao MP, mas a análise de propriedades física, química e biológica do material particulado também deve ser levada em consideração. Os autores também consideraram que a estratégia de amostragem utilizada no estudo de monitoramento de MP, concomitantemente com a participação de especialistas em epidemiologia, pode ser considerada como diretriz para futuros estudos de monitoramento da qualidade do ar com foco em análises epidemiológicas.

Zanobetti et al., (2009) investigaram a associação da composição química do $MP_{2,5}$ com admissões hospitalares relacionadas com doenças respiratórias, internações de emergência por causas cardíacas, infarto do miocárdio, insuficiência cardíaca congestiva e diabetes, obtidos do banco de dados do *Health Care Financing Administration – MEDICARE*, em vinte e seis comunidades dos EUA, no período compreendido de 2000 a 2003. Foram investigados os seguintes elementos: As, Al, Br, Cr, Pb, Fe, Mn, Ni, K, Si, V, Zn, NO^3 , SO_4^{2-} , NH_4 , Na, BC e CO. Os dados meteorológicos, incluindo temperatura, foram obtidos do *National Climatic Data Center*. Foi aplicada regressão de *Poisson* para examinar a associação entre a contagem diária de causas específicas de internações e concentrações e em massa diárias de $MP_{2,5}$ em cada comunidade, estratificada por temporada e baseada na sua composição. Na segunda etapa da análise de efeito global em todas as comunidades, foi utilizada regressão de *Poisson* com meta-análise devido a efeitos aleatórios. Para estimar a contribuição de $MP_{2,5}$, por meio da composição química das partículas de cada estação associado à admissões, foi usado meta-regressão. Os resultados mostraram que a associação entre $MP_{2,5}$ e internações de emergência por causas cardíacas foi significativamente modificada quando a massa do poluente foi elevada em Br, Cr, Ni e Na^+ , enquanto alta concentração, em As, Cr, Mn, CO, Ni e Na^+ , modificou as internações por infarto no miocárdio, como também alta concentração de As, CO, e SO_4^{2-} modificou as admissões por diabetes. Os resultados sugerem ter maior toxicidade em partículas de fontes industriais, de combustão e de tráfego. Os autores concluíram que maior concentração no $MP_{2,5}$ de As, Cr e Ni, assim como em Br e CO, aumentou significativamente o efeito sobre internações hospitalares e que algumas espécies químicas podem modificar a associação entre o $MP_{2,5}$ e as internações hospitalares por causa específica e da dificuldade de analisar os efeitos da composição

elementar do $MP_{2,5}$ com efeitos a doença em curto prazo. Além disso, sugeriram que deve haver abordagem de elementos químicos em desfechos cardiovasculares em futuras pesquisas.

4.3 Estudos Epidemiológicos Associados com SO_2

Luginaah et al., (2005) em Ontario – Canadá, durante o período de 1995 a 2000 investigaram a associação entre poluição do ar e internações hospitalares por doenças respiratórias em grupo de risco constituído de pessoas do sexo masculino e feminino com faixas de idade entre 0 a 14 anos, 15 a 64 anos e acima de 65 anos em quatro hospitais de acordo com a Classificação Internacional de Doenças (CID) 9ª Revisão (CID-9: 460 - 519). Os dados de MP_{10} e SO_2 foram obtidos em quatro estações automáticas de monitoramento. As análises foram realizadas com o MAG com distribuição de Poisson, controlados por fatores de confusão (temperatura, umidade, dias transcorridos e dias da semana) e case-crossover. Os resultados mostraram que para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 há um aumento de 11% em doenças respiratórias com idade entre 0 a 14 anos no *Lag* 0. Para os homens para um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} um dia após a exposição (*Lag* 1) houve um aumento de 18% nas internações de DR na faixa entre 15 a 64 anos de idade.

Segala et al., (2008) investigaram na região em Paris entre 1997 a 2001 a relação de atendimentos de emergência nos hospitais por bronquiolite em crianças menores de 3 anos com SO_2 , MP_{10} , fumaça negra (BS) e NO_2 , com aplicação do MAG com distribuição de Poisson. Os resultados mostram que para o SO_2 um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estava associado com 6% (IC 95%; 3% - 9%) nos atendimentos de emergência por bronquiolite em crianças menores de três anos; que um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} estava associado com 4% de aumento (IC 95%; 2% - 07%) no número de atendimentos e que para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de fumaça negra foi associado a um aumento de 3% nos atendimentos, quatro dias após a exposição (*Lag* 4).

Chen et al., (2010) de janeiro de 2005 a dezembro de 2007 realizaram um estudo ecológico para investigar a associação entre SO_2 , MP_{10} e NO_2 e o número de internações por causas específicas e respiratórias, em Xangai, China. Dados de internação foram codificados de acordo com a Classificação Internacional de Doenças, 10ª Revisão (CID 10) para causas não acidental (A00-R99), doenças cardiovasculares (I00-I99) e doenças respiratórias (J00-J98). Dados diários dos poluentes MP_{10} e SO_2 foram obtidos da base de dados do Centro de Monitoramento Ambiental de Xangai. Dados de condições meteorológicas com média diária de temperatura e umidade relativa do ar foram obtidos do banco de dados de meteorologia de Xangai. A metodologia estatística no estudo utilizou técnicas de séries temporais utilizando o MAG com distribuição de Poisson, incorporando no modelo funções não paramétricas naturais *spline* para controlar a tendência de longo prazo (dias transcorridos) e as variáveis climáticas. Também foi utilizada a função de auto correlação parcial (PACF) para guiar na seleção dos parâmetros do modelo. Para os dias da semana foram utilizados variáveis *dummy*. Os

resíduos do modelo básico foram examinados para checar se houve autocorrelação por meio do gráfico PACF. Após estabelecer o modelo básico, foram introduzidos os poluentes individualmente e analisado seus efeitos sobre as internações. Para uma defasagem de cinco dias, Para um aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de SO_2 e MP_{10} houve respectivamente um risco relativo de 0,63% (95% CI: 0,03%, 1,23%) e de 0,18% (95% CI: -0,15%, 0,52%) para aumento de internação hospitalar por doenças respiratórias com defasagem de cinco dias (*Lag* 5). O estudo, entretanto, concluiu que a poluição do ar estava associada com maior risco a internação cardiovascular.

Samoli et al., (2011) investigaram os efeitos em curto prazo dos níveis diários de SO_2 , MP_{10} , NO_2 e O_3 na morbidade causada por sintoma de asma em dois grupos de crianças com idades entre 0 e 4 anos e entre 5 e 14 anos em Atenas, Grécia. No período de 2001 a 2004. Dados diários de atendimentos de emergência por asma foram obtidos de acordo com a Classificação Internacional de Doenças (CID) 9ª Revisão (CID-9: 493; 493.9; 466.1). A associação entre asma e poluentes foi feita utilizando o MAG com distribuição de Poisson controlados por dias da semana, número de dias transcorridos, temperatura, e umidade relativa do ar. Os resultados mostraram associações estatisticamente significativas entre os aumentos nos níveis de poluição com os aumentos nos atendimentos por asma. Para um aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para os poluentes SO_2 e MP_{10} ocasionaram um acréscimo respectivamente no RR de 5,98% (IC 95%; 0,88 - 11,33) e RR de 2,54% (IC 95% ;0,06 - 5,08) no número de atendimento por asma em crianças no grupo entre 0 e 4 anos de idade. Não foram encontradas associações estatisticamente significativas entre os atendimentos por asma e os poluentes NO_2 e O_3 .

Namdeo et al., (2011) realizaram na região metropolitana de Leeds, no norte do Reino Unido, um estudo entre 2001 a 2005 abrangendo uma área de 504 M^2 para avaliar a concentração de SO_2 , MP_{10} , NO_2 , O_3 e CO com aproximadamente 15,3 % de uma população com idade acima de 65 anos do total residente de um total de 715.392 pessoas; tendo com desfecho os atendimentos por doenças respiratórias de acordo com o CID – 10ª Revisão (JJ00 - JJ99) para cinco grupos de pessoas com idades de: 0 a 59, 60 a 69, 70 a 74, 75 a 79 e acima de 80 anos de idade. Os dados de concentração dos poluentes atmosféricos foram obtidos em uma estação automática de monitoramento localizada no Centro de Leeds. Foram calculadas as médias diárias de 24 horas dos poluentes SO_2 e MP_{10} . Análise estatística utilizou a distribuição de Poisson com o MAG, controlada pelos fatores de confusão: sazonalidade e tendência: como dias transcorridos, dias da semana, feriados e três fatores meteorológicos - umidade relativa do ar, temperatura e velocidade do vento. Os resultados mostraram efeitos significativos para a exposição com defasagem de 2 dias (*Lag* 2) de um aumento no risco relativo de 4,64% devido ao incremento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o MP_{10} no grupo de pessoas entre 75 a 79 anos de idade.

Conceição et al., (2001) em estudo epidemiológico fizeram a comparação da aplicação dos modelos estatísticos: MLG com a do MAG, para avaliar a associação entre poluição atmosférica e

marcadores de morbidade e mortalidade, tendo como exemplo de aplicação, a associação entre mortalidade em idosos e poluição atmosférica na cidade de São Paulo no período de 1994 a 1997. Dados de desfechos de morbidade e mortalidade foram obtidos do Programa de Aprimoramento das Informações de Mortalidade (PRO-AIM). As concentrações e diárias de poluentes (MP₁₀, SO₂, CO e O₃) foram obtidas da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo. Dados meteorológicos de temperatura e umidade relativa do ar foram obtidos do Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo (IAG/USP). As duas classes de modelos produziram resultados coerentes. Sob a ótica do MLG, nenhum poluente explicou a mortalidade de forma significativa. Sob a ótica dos MAG, houve efeitos significativos para o SO₂, MP₁₀ e CO. Quando todos os poluentes foram incluídos simultaneamente no modelo, apenas o SO₂ permaneceu significativo. O ozônio não se mostrou associado à mortalidade em nenhum dos modelos ajustados. Concluindo, o MAG como modelo estatisticamente mais sofisticado possibilita a detecção de efeitos mais significantes.

Martins et al., (2002) avaliaram os efeitos causados pelos poluentes MP₁₀, SO₂, NO₂, CO e O₃ nos atendimentos de morbidade por gripe e por pneumonia em idosos em um pronto socorro médico de um hospital escola de referência no Município de São Paulo de acordo com o Código Internacional de Doenças (CID) – 10ª Revisão (JJ10 a JJ18) no período de 1996 e 1998. Dados dos poluentes atmosféricos (MP₁₀, SO₂, NO₂, CO e O₃) e os dados meteorológicos (temperatura mínima e umidade relativa do ar) foram obtidos na CETESB e no IAG/USP. Foi utilizado o MAG com distribuição de Poisson para verificar a relação entre a gripe e pneumonia com os respectivos poluentes. Os resultados mostraram os poluentes atmosféricos SO₂ e O₃ estão diretamente associados à gripe e à pneumonia, independentemente de covariáveis de controle (número de dias transcorridos, dias da semana, temperatura mínima e umidade relativa do ar). Entretanto, na análise conjunta, eles perdem sua significância estatística. Para um aumento interquartil de 15 µg/m³ de SO₂ houve um acréscimo de 14,51%, no número de atendimento por gripe e pneumonia e gripe em idosos.

Nascimento et al., (2006) analisaram os efeitos dos poluentes SO₂, MP₁₀ e O₃ na saúde das crianças com até 10 anos de idade na cidade de São José dos Campos – SP durante os anos 2000 e 2001. Foi utilizado no estudo ecológico de séries temporais o MAG com distribuição de Poisson para associar dados diários sobre o número de internações por pneumonia (CID - 10: JJ12-JJ18) com dados diários de poluentes (SO₂, MP₁₀ e O₃,) e de temperatura e umidade relativa do ar. Os resultados mostraram que os três poluentes apresentaram efeitos nos desfechos de doenças nas internações por pneumonia, defasados de três a quatro dias após a exposição, após decaírem rapidamente. O estudo mostra a elevada susceptibilidade de crianças aos efeitos de problemas respiratórios decorrentes da exposição aos contaminantes atmosféricos.

4.4 Estudos de Caracterização Química de Material Particulado na RMGV

Queiroz, Andrade Filho e Zandonade (2003) investigaram a contribuição de PS, PTS e MP₁₀ no MP presente na atmosfera sobre os bairros Ilha do Frade e Ilha do Boi, em Vitória, no Espírito Santo (ES), oriundos de fontes de usinas de pelotização, situadas na Ponta de Tubarão à nordeste de Vitória durante 2002. As amostras foram processadas por *Proton Induced X-Ray Emission* (PIXE) para obtenção dos perfis dos constituintes entre Na e U, da tabela de elementos químicos e pelo processo de *Thermo Optical Reflectance* para análise de CE e CO. Os resultados mostraram concentrações e médias mais significantes, em ordem decrescente, dos elementos Cl, Fe, Al, Ca, S e K, com predominância do Fe nas amostras de PTS e em menores concentrações e Cu, Zn, Ti e Mn, além de CO e CE. Concluíram que houve menores concentrações e de MP₁₀ e PTS, oriundas das usinas de pelotização em relação às emissões de outras atividades industriais, veiculares, ressuspensão de partículas do solo e de fonte natural (sais marinhos), com destaque para o Fe, proveniente de fornos do processamento de *pellets*, além de carvão. Na fração de PS, houve predominância do Fe associado aos *pellets* e de carvão em função das concentrações e de CE.

Queiroz (2006) realizou uma investigação de composição química elementar e de carbono em amostras de PS e de MP₁₀, com identificação das fontes de contribuição com utilização de modelo receptor Balanço Químico de Massa (BQM), na região urbana dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra, sob influência de emissões de MP de indústria siderúrgica. As amostras de PS foram coletadas no período de novembro de 2003 a novembro de 2004. Os resultados de PS mostraram concentrações e predominantes de Fe, Al, Si, CO e CE, seguido de Ca, Mg, K, Ti, Cl e Na. Em menores concentrações e, P e S. As contribuições de elementos químicos foram de fontes industriais, sendo de outros processos industriais específicos e veiculares as origens de OC e CE. Em relação às análises de MP₁₀, predominaram as concentrações e de S, Fe, Ca, Cl, K, de emissões industriais; Al, Si e parte do Ca e Fe, de emissão dos solos; Cl e Na, de *sprays* marinhos e carbonosos CO e CE, de emissões veiculares e industrial.

Santos e Reis Júnior (2011) investigaram a quantificação e caracterização de PS em oito localidades da RMGV, no ES, entre abril de 2009 a janeiro de 2011, com utilização do modelo receptor BQM para identificar a contribuição das fontes da região. Os resultados indicaram maiores taxas de deposição de PS com 13,1 g/m²/ mês; 10,2 g/m²/ mês e 10,1 g/m²/ mês, respectivamente para as localidades de Enseada de Suá, Centro de Vitória e Cariacica. As maiores concentrações e de elementos químicos foram de Fe e Si, seguido de Al, CO, CE, Ca; em menores concentrações e, os elementos mais representativos foram Na, Cl, Mg, S, K e Ti, que corresponderam entre 11 a 18% da massa total dos elementos. , prevaleceram as emissões de fontes de ressuspensão de solos, cimenteiras, construção civil, pedreiras, indústria têxtil, termelétrica, siderurgia, pelotização, emissões e freios de veículos automotores. Nos perfis do conjunto das fontes consideradas, os elementos Fe, CE, CO, S,

Ca, Cl, Al, Si e K foram os que se apresentaram em maior quantidade. Também foram encontradas concentrações e de elementos potencialmente tóxicos como As (oriundo de fornos de *pellets*) e Pb (de processos siderúrgicos).

Maioli (2011) investigou a caracterização química e morfológica do material particulado fino (MP_{2,5}) em oito locais na RMGV, no ES, no período de 01 de maio a 23 de junho de 2011. Foi utilizado o modelo receptor BQM para identificar e quantificar as contribuições de fontes de emissão de poluentes para cada local de amostragem. Os resultados médios das concentrações e variaram entre 6,50 µg/m³ e 21,47 µg/m³ nas oito localidades, sendo, a concentração máxima de 37,18 µg/m³ registrada no Município de Cariacica, e a mínima de 1,99 µg/m³ na localidade da Enseada do Suá, em Vitória (capital). Análise de morfologia caracterizou a maioria das dimensões de MP_{2,5} como inferior a 1,0 µm em número. A autora concluiu informando que a utilização do BQM identificou a contribuição da concentração de CE devido aos veículos como fonte de maior contribuição do PM_{2,5}, além de fontes industriais de mineração e siderúrgicas. Com relação aos elementos químicos, destacam-se, em maior concentração, Al, S, Cl, K, Ca, Mn e Fe e traços dos elementos P, Ti, V, Cr, Ni, Cu, Zn, Se, Br e Pb, de fontes derivadas do solo, pedreiras, construção civil, ressuspensão, carvão, coque, coqueria e minério de ferro fino, pelotização, aciaria, alto forno e, com menor contribuição, as fontes de combustão de combustíveis fósseis, processo de sinterização e mar, com significativas variações entre os pontos de amostragem. Foi ressaltada, pela autora, a limitação do trabalho pelo pequeno número de amostras, além de não ter sido considerada a coleta de amostras abrangendo parâmetros de meteorológicos sazonais de temperatura e umidade relativa, que influenciam na dispersão das partículas.

4.5 Evidências Epidemiológicas de Problemas de Saúde na RMGV devido a PA

Um dos primeiros estudos sobre a relação entre a PA e doenças realizadas em habitantes da cidade de Vitória no Espírito Santo foi desenvolvido por Ronchi (2002). O estudo do tipo ecológico foi realizado de 1 de janeiro de 1993 até 31 de dezembro de 1997, com crianças até quatorze anos, com o objetivo da investigação da relação de PA com doenças respiratórias. Dados de morbidade respiratória foram obtidos em duas organizações de saúde infantil: um público (Hospital Nossa Senhora da Glória) e o outro particular (Clínica Infantil Jesus Menino) que detinham a quase totalidade de internações pediátricas da região. Dados de Autorização para Internações Hospitalares (AIH) foram obtidos com base na Classificação Internacional de Doença CID-9. Outra fonte de dados de morbidade foi obtida por meio de admissões em pronto-socorro. Foi utilizado MAG (para possibilitar que comportamento não linear das variáveis fosse estimado) de regressão de *Poisson* para variáveis dependentes do número de contagens diárias de internações e pronto atendimento, controlados para sazonalidade, temperatura, umidade relativa do ar e morbidades não respiratórias. Os resultados demonstraram uma relação significativa entre os níveis de SO₂ e o número de internações

hospitalares, devido a causas respiratórias em Vitória. Houve uma aparente redução de morbidade respiratória, no período de 1995 a 1997, por implementos de controle em área industrial, comparado ao período de 1993 a 1994, referente à mesma causa e ao mesmo efeito. Para testar a possível redução da contribuição de PA pelas indústrias, foi realizada uma análise exploratória elementar em MP, que identificou, entre outros elementos, maiores concentrações e de Cl de origem marinha e de Fe de fonte industrial, o qual foi definido pelo autor como “um cofator importante para as reações que produzem radicais livres em neutrófilos e macrófagos”. Na Figura 1.1, vimos a ação de radicais livres em célula.

Almeida (2006) investigou, por meio do MAG, a associação entre PA, entre os quais MP_{10} , NO_x , O_3 e SO_2 e o número de atendimentos hospitalares diários para crianças de até seis anos com sintomas respiratórios. O trabalho foi realizado no período de janeiro de 2001 a dezembro de 2004, na RMGV, no ES. Os dados de atendimentos com CID-10 foram obtidos junto ao único hospital pediátrico e de referência pediátrica da rede pública na RMGV – Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG). Os resultados evidenciaram o aumento, em percentual do RR dos atendimentos clínicos de morbidade diária, devido aos problemas respiratórios advindos de poluentes atmosféricos, sendo que contribuíram para essa situação, por ordem de importância, o MP_{10} , NO_x , SO_2 e O_3 . O autor concluiu que para um aumento de $9,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} , houve um acréscimo de 4,29% no RR na média de atendimentos diários, por causa respiratória em crianças de até seis anos de idade.

Castro et al., (2007) avaliaram os níveis de PA em Vitória, no ES, em relação aos padrões nacionais da qualidade do ar e diretrizes da OMS, e sua associação com desfechos em casos de asma, em crianças até seis anos, no período de 1 de janeiro de 2001 a 30 de dezembro de 2003. Dados diários de asma foram obtidos de registros de boletins de produtividade unificados (BPU) em vinte e sete ambulatoriais do município, para atendimento a oitenta e quatro bairros, com utilização de Sistema Geográfico de Informação (SGI) para identificação do padrão de distribuição da patologia. Os níveis de concentração de PA (tendo como referências as estações da RAMQAr) foram relativamente baixos, comparados com os padrões Nacionais e da OMS, com exceção da média anual para o MP_{10} , O_3 e SO_2 , que excederam, respectivamente, em 1,25 % na Enseada do Suá e Jardim Camburi; 1,00 % na Enseada do Suá e 7,25 % na Enseada do Suá, os padrões da OMS. A asma correspondeu a 15% das morbidades respiratórias, sendo que houve maior prevalência de asma com picos de 88% no bairro de São José, seguido de Jabour com 59% e do Morro do Quadro com 56%. Os autores informaram a limitação quanto à validade interna da qualidade dos dados dos boletins únicos de produtividade (BUP), que foram bastante condensados “sem uma profunda descrição dos sintomas do paciente, sem o número de visitas de crianças para os serviços ambulatoriais, e sem avaliação quanto à gravidade dos casos de asma e pneumonia”

Saldiva et al., (2007) avaliaram os impactos da poluição do ar na saúde humana na RMGV, compreendendo os municípios de Vitória, Vila Velha, Serra e Cariacica. Os autores objetivaram: i) estimar os efeitos da poluição do ar nos atendimentos de emergência por doenças respiratórias, em

menores de 18 anos, entre janeiro de 2005 a dezembro de 2006; ii) estimar efeitos da poluição do ar nas internações hospitalares, por causas respiratórias e cardiovasculares para adultos com idade entre 44 anos e 64 anos e idosos acima de 65 anos entre 2000 a 2006, e de mortalidade, entre 1980 a 2000, incluindo doenças respiratórias, cardiovasculares e neoplasias; iii) estimar efeitos de poluição do ar em gestantes (baixo peso neonatal) entre 2002 a 2004 e iv) avaliar taxas de neoplasias no aparelho respiratório entre 1990 a 2003. Foram utilizados modelos de regressão de *Poisson*, usando as admissões por causa respiratória como variável dependente; e os dias de internação, feriados, temperatura mínima, umidade relativa do ar, direção dos ventos e internações por causa não respiratórias, como variáveis independentes. Modelos de regressão linear para cálculo de acréscimo ou decréscimo de peso ao nascer e logística para estimar a chance de baixo peso ao nascer. Os autores chegaram aos seguintes resultados:

- i) mortalidade – diminuição do coeficiente de estimação de mortalidade para doenças respiratórias e doenças cardiovasculares, com exceção de neoplasias do pulmão no município da Serra;
- ii) peso neonatal – MP_{10} foi associado ao baixo peso, nos 1º e 3º trimestres, nos municípios de Vitória e da Serra, havendo associação dose-dependência no município de Vitória; em Cariacica, ocorreu associação com NO_2 e SO_2 no 3º trimestre e, em Vila Velha, não houve nenhuma associação. Não houve influência de O_3 na Serra, no 1º trimestre, e de CO em Cariacica, no 3º trimestre. Em Cariacica, houve influência à exposição ao SO_2 e NO_2 , no 3º trimestre;
- iii) atendimento de emergência – houve associação por doença respiratória em crianças e adolescentes por exposição ao MP_{10} nos municípios da Serra, de Cariacica e de Vila Velha. Em Vitória, observou-se o aumento próximo às áreas das fontes emissoras. Com relação ao CO, houve análise em Vila Velha e Serra, onde esteve associado com o atendimento de emergência por causa respiratória. Em relação ao NO_2 , não houve associação em Vitória, sendo que nos demais municípios não foram realizadas associações. O SO_2 apresentou associação com o desfecho nos municípios de Vila Velha e Vitória, com efeitos mais prolongados nesse último. Por falta de dados para análise temporal, o O_3 não foi avaliado;
- iv) internações hospitalares por doença respiratória e cardiovascular em adultos e idosos – os autores concluíram que o MP_{10} é capaz de provocar aumento das internações e que houve padrão de associação semelhante, tanto para a região estudada, quanto para os grupos etários. NO_2 foi associado às internações hospitalares nos quatro municípios. Com relação ao SO_2 , houve associação nos adultos e idosos, porém não ocorreu associação em Vitória, Vila Velha e Serra. Houve associação com O_3 na região e, quanto ao CO, ocorreu associação consistente em Vitória. Os autores concluíram que os efeitos da poluição do ar nos desfechos de baixo peso ao nascer, mesmo com concentrações e menores, são similares, comparados aos de São

Paulo. Enfatizaram que a explicação para o fenômeno pode estar na composição, principalmente, do material particulado e não, necessariamente, na quantidade de poluentes exposta. Adicionalmente, concluíram que, mesmo a baixos níveis de concentração à exposição de MP, os efeitos de internações hospitalares por doenças respiratórias e doenças cardiovasculares podem ser comparados aos resultados obtidos em pesquisas em São Paulo, e que as internações por causa cardiovascular são mais prolongadas.

Miranda (2008) comparou a prevalência da asma em trezentos e cinquenta alunos de escolas públicas, com idade entre 7 a 12 anos, residentes em dois bairros da cidade de Vitória, no ES, expostos a diferentes fontes predominantes de PA, sendo uma fonte industrial e outra fonte veicular. Foram realizadas análises, por meio de biomonitoramento de elementos químicos contidos em folhas de *Tradescantia Pallida*, através de fluorescência de raios-X. Foi aplicado o questionário *Study of asthma and allergies in childhood* (ISAAC) para investigar as doenças respiratórias, entre outros sintomas, além do tipo de moradia dos alunos. Os resultados dos principais elementos encontrados na espécie utilizada para biomonitoramento apresentaram predominância de K, Fe e Ni de fonte industrial e de V, seguido de Pb, para fonte de emissão veicular. A autora concluiu: i) pela prevalência de desfechos respiratórios com Índices elevados nos bairros estudados, comparados com os de trabalhos internacionais e nacionais e que não houve, entre os bairros, diferenças de prevalência dos desfechos pesquisados; ii) pela associação de sintomas respiratórios no bairro de Jardim Camburi, com a poluição decorrente da proximidade de área industrial e iii) que as análises do biomonitoramento identificaram diferenças qualitativas dos PA nos respectivos bairros, com predomínio do bairro Jardim Camburi, devido à contribuição de poluentes de fonte industrial.

Barbosa (2009) analisou a relevância da técnica estatística *Bootstrap* na investigação da associação existente entre PA (MP_{10} , NO_2 , e O_3) e atendimentos hospitalares devido a causas respiratórias em curto prazo, em crianças de 0 a 6 anos, residentes no bairro Laranjeiras, no Município da Serra, no ES, quantificada pelo RR. Os dados de internação por causas de doenças aéreas respiratórias, correspondentes ao CID-10 foram obtidos no hospital pediátrico HINSG, no município de Vitória, no ES, compreendendo o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2004. Os resultados evidenciaram a associação das internações por causas respiratórias com os poluentes estudados, caracterizando o bom desempenho da técnica *bootstrap* aplicado no MAG. Esse modelo se tornou referência para análise dos efeitos em curto prazo de PA sobre agravos de saúde humana. A aplicação da técnica *bootstrap* visa à construção de intervalos de confiança para minimizar efeitos de concurvidade no MAG, que leva à subestimação dos erros padrões afetando os intervalos de confiança (IC) do modelo utilizado. Foram encontrados efeitos do MP_{10} na saúde, com RR de 1,4% para efeitos cumulativos de seis dias. O efeito do O_3 , nas internações, apresentou RR de 3,3%, enquanto o NO_2 apresentou resultados estatisticamente significativos com RR de 2,8%.

Matos, Reisen e Franco (2012) investigaram, entre janeiro de 2005 a dezembro de 2010, na RMGV, no ES, a associação em curto prazo de PA (MP_{10} , SO_2 , NO_2 , O_3 e CO) com morbidades respiratórias em crianças menores que seis anos. Foi utilizada regressão de *Poisson* com aplicação do MAG, tendo o número de atendimentos por doenças respiratórias como variáveis dependentes e as concentrações e diárias dos poluentes atmosféricos, temperatura, umidade, entre outras, como covariáveis independentes. Dados de doença foram obtidos no HINSG e no Centro Integrado de Atendimento à Saúde da Unimed. Dados de concentração e dados meteorológicos foram obtidos da RAMQAr do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEAMA) do governo estadual. Os resultados das concentrações e médias de 24 h do MP (MP_{10}) variaram entre o mínimo de $23,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na estação de Carapina, na Serra, ao máximo de $43,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na estação de Cariacica, havendo considerável ultrapassagem dos níveis de concentração recomendado pela OMS no período. Com relação aos desfechos de morbidade, o MP_{10} apresentou efeito bastante consistente em todas as defasagens sobre os atendimentos por doenças respiratórias da região, com efeito acumulado do RR variando entre 2,62% e 12,08% para um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} , com exceção do entorno da estação do Ibes, em Vila Velha, sendo acusadas magnitudes maiores nas estações de Jardim Camburi, em Vitória, e de Carapina, na Serra.

Souza et al., (2014), em estudo ecológico de série temporal, analisaram a associação da concentração dos poluentes atmosféricos MP_{10} , CO , NO_2 , O_3 e SO_2 com atendimento diário de morbidades respiratórias na RMGV, de janeiro de 2005 a dezembro de 2010, em crianças com idade de até seis anos. Para tanto, utilizaram a combinação das duas técnicas estatísticas – MAG e ACP – para análise da regressão de *Poisson*, com o propósito de fornecer estimativas de maior magnitude no cálculo do RR. A modelagem do MAG-ACP foi ajustada para efeitos de covariáveis indicadoras de tendência temporal, de sazonalidade, dias da semana e também de confusão; nesse caso, representado por parâmetros meteorológicos de umidade e temperatura, além dos poluentes. Para melhor ajuste do modelo final foi procedida a inclusão de modelos do tipo *Autoregressive Moving Average* (MMA) nos resíduos, para eliminar estruturas de autocorrelação ainda presentes nos componentes. Com relação ao poluente – material particulado (MP_{10}), houve um resultado de 3 % no RR (estimado por meio de análise MAG/ACP) em comparação com RR de 2% (estimado com modelagem apenas com utilização do MAG); para um intervalo interquartilico para um aumento de concentração de $10,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} . Os autores concluíram que a aplicação da combinação MAG-ACP apresentou melhores resultados para estimação do RR e ajuste dos modelos.

Analisando-se os resultados dos trabalhos de Conceição et al., 2001; Ronchi (2002), Almeida (2006), Saldiva et al., (2007), Viana et al., (2007), Miranda (2008), Barbosa (2009), Zanobetti et al., (2009), Namdeo et al., (2011), Matos, Reisen e Franco, (2012); e Souza et al., (2014) com as respectivas recomendações da OMS em WHO (2006), conclui-se que a poluição decorrente de SO_2 e MP tem grande impacto na saúde da população residente em áreas urbanas e industriais. Conclui-se

também que a abordagem do monitoramento dos níveis da qualidade do ar na RMGV (por órgãos ambientais) não pode prescindir de estudos epidemiológicos com foco nas doenças da população, para estabelecer padrões mais restritivos dos materiais particulados e de SO_2 .

Porém, embora trabalhos científicos tenham demonstrado na RMGV associação de PA como SO_2 , NO_2 , O_3 e MP_{10} com alguns desfechos na saúde, em alguns grupos de risco, ainda não foram investigados os efeitos do material particulado fino e tampouco a sua composição química em desfechos de doenças da população da RMGV. É importante voltar a frisar que a OMS (WHO, 2006), entre suas recomendações, sugere o estudo do $\text{MP}_{2,5}$ como parâmetro de risco à saúde humana, devido à exposição humana a poluentes atmosféricos.

Com o exposto, além da avaliação do impacto do SO_2 e MP_{10} em sintomas agudos respiratórios, esse trabalho tem como principal foco, estudar a correlação existente entre a composição elementar e BC presente no $\text{MP}_{2,5}$, com patologias do sistema respiratório, no tempo e espaço, em crianças dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra, integrantes da RMGV, além de proporcionar informações científicas que possibilitem contribuir para o estabelecimento de padrões mais restritivos para o MP e dos elementos de sua composição química, nortear gestores públicos com ações quanto à prevenção de doenças e à diminuição dos custos de saúde pública, além de disseminar conhecimentos.

5 METODOLOGIA

Para alcançar o objetivo proposto neste trabalho, foi necessário realizar o plano experimental para análise de concentrações e do SO_2 e MP_{10} da RAMQAr, coleta e análise de material particulado fino na região de estudo, assim como para o levantamento e tratamento de dados de eventos de doenças em crianças com idade até 12 anos, e selecionar técnicas de modelagem estatísticas para melhor robustez na associação de variáveis respostas com as covariáveis explicativas.

5.1 Descrição da Região de Estudo, Locais e Períodos de Amostragens

A região de estudo, conforme a Figura 5.1, compreende quatro municípios da RMGV: Serra, Vitória, Vila Velha e Cariacica. Esses quatro municípios estão localizados na Região Sudeste do Brasil, no Estado do Espírito Santo, situada a $20^\circ 19' 09''$ de latitude sul e $40^\circ 20' 50''$ de longitude oeste, tendo como referência a capital do Estado Vitória.

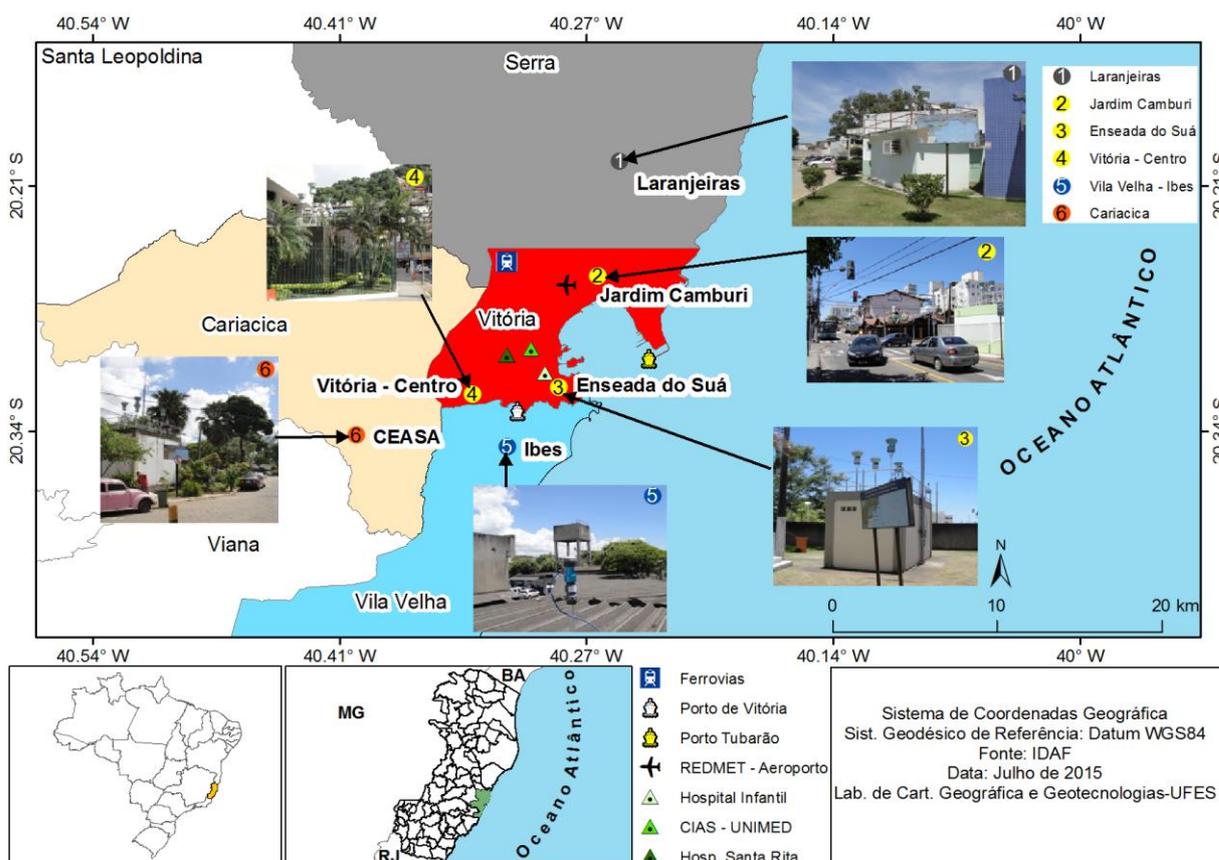


Figura 5.1 – RMGV e locais das estações de coleta de amostras de $\text{MP}_{2.5}$

Essa é uma região com bioma de Mata Atlântica com um mix topográfico de diversas características, destacando-se o Oceano Atlântico à leste, planalto na região norte, planície na região

sul e Central, maciços rochosos na região Central e cadeia de montanhas a oeste e noroeste (IJSN, 2008; IBGE, 2010).

A região ocupa uma área de 2.331,03 Km² (menor que 5% do território capixaba com área de 46.095,58 Km²), segundo o Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN, 2008). A RMGV possui grande concentração demográfica nas áreas urbanas, com população de 1.500.392 habitantes, totalizando quase a metade da população do Espírito Santo, sendo 327.801 habitantes em Vitória, 414.586 em Vila Velha, 348.738 em Cariacica e 409.267 habitantes na Serra, conforme censo de 2010 (IBGE, 2010). Essa região de estudo é a de maior atividade econômica, respondendo por 65% do Produto Interno Bruto (PIB) do Estado (valores de 2005) (IJSN, 2008). A região também engloba o polo industrial mais desenvolvido do Estado, destacando-se as indústrias de mineração e siderurgia, além de terminais marítimos, como os Portos de Vitória, de Vila Velha e de Tubarão. Apesar de deter a maior concentração de renda do Estado, a RMGV apresenta um quadro de desigualdade social evidenciado em sua infraestrutura territorial, com áreas de alto nível social e de renda em detrimento de outras (IJSN, 2008).

Amostras de MP_{2,5} foram coletadas em seis localidades: em Laranjeiras (Hospital Dório Silva), no município da Serra; em Jardim Camburi (Centro de Saúde Municipal), na Enseada do Suá (Corpo de Bombeiros) e Vitória – Centro (Superintendência do Ministério da Fazenda), no município de Vitória; Ibes (4º batalhão da Polícia Militar), no município de Vila Velha, e no CEASA, município de Cariacica, onde estão localizadas as estações da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAR) conforme mostrado na Figura 5.1. Maior quantidade de monitoramento possibilita uma maior acurácia de exposição aos poluentes nos estudos epidemiológicos, (WILSON et al., 2005),

Os dados de concentrações e de Dióxido de Enxofre (SO₂) e (MP₁₀) das seis localidades nos períodos de análise deste trabalho foram obtidos de estações da RAMQAR pertencente ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA).

Para a escolha desses locais, levou-se em consideração a disposição das indústrias instaladas na região, o fluxo de veículos, a infraestrutura de vias, as condições atmosféricas, como direção predominante de ventos e topografia da região, além da descrição da funcionalidade de cada estação, conforme apresentado pelo IEMA (2013). Também foram levados em consideração os níveis de concentrações e de material particulado apresentados em trabalhos anteriores sobre partículas sedimentáveis (SANTOS e REIS Jr, 2011), sobre MP_{2,5} (MAIOLI, 2011) e nos relatórios da qualidade do ar na RMGV de 2013 (IEMA, 2013). Foi considerado, ainda, o aspecto de segurança patrimonial dos aparelhos instalados para amostragens de MP_{2,5}.

As amostragens de MP_{2,5} foram realizadas em dois períodos: um de inverno, de 21 de junho de 2013 a 21 de setembro de 2013; e outro de verão, de 21 de dezembro de 2013 a 19 de março de 2014, com medições contínuas de 24 horas em dias alternados, com início das medições iniciando a 0:00 h (zero hora). Os Dados de concentração de MP₁₀ e de SO₂ foram obtidos da RAMQAR que medem

esses poluentes em intervalos horários. Foram calculadas as médias de 24 h globais por meio dos níveis diários dos poluentes SO_2 e MP_{10} , considerando a primeira hora do dia.

5.2 Técnica de Amostragem de Partículas Finas ($\text{MP}_{2,5}$)

5.2.1 Filtros de amostragem de $\text{MP}_{2,5}$

A escolha do tipo de filtro considerou a estabilidade gravimétrica do material do filtro e a adequada caracterização elemental, inércia química, higroscopia, diâmetro (adequado ao tipo de amostrador utilizado – MiniVol TAS) e porosidade específica para o aerodispersóide a ser coletado, de acordo com a Norma MB-3422 (ABNT, 1991). Foram utilizados filtros de PTFE (teflon) no período de inverno (Figura 5.2.a), adequados para caracterização elemental de material particulado, de fabricação Whatman, com diâmetro de 47 mm, e 99,95% de eficiência de retenção para partículas de até $0,3 \mu\text{m}$, de acordo com ASTM-D-2896 e recomendações do código *40 CFR Part 50 Appendix L*. (CRF, 2010). No verão, foram utilizados filtros de policarbonato, com diâmetro de 47 mm e poro de $0,3 \mu\text{m}$, fabricado pela Whatman, também adequado para caracterização elemental das amostras (Figura 5.2.b).

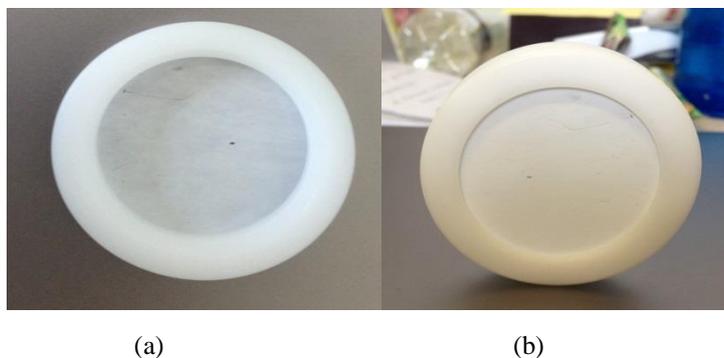


Figura 5.2 – Filtros de (a) teflon e (b) policarbonato utilizados para amostragem de $\text{MP}_{2,5}$

Anteriormente à amostragem de campo, os filtros virgens foram previamente acondicionados dentro de porta-filtros apropriados em dessecador de marca ARSEC Mod. DCV040 (Figura 5.3), pelo período de 24 horas, controlado à temperatura entre 20°C a 23°C e umidade relativa entre 30% a 40% para pesagem inicial, de acordo com orientações para monitoramento de $\text{MP}_{2,5}$ da Agência de Proteção Ambiental Americana (U.S. EPA, 1998). Após essa etapa, os filtros foram colocados em suportes (Figura 5.4), montados em coletores devidamente acondicionados, conforme mostra Figura 5.5, para serem levados ao campo para coleta de $\text{MP}_{2,5}$ em amostradores do MiniVol TAS.



Figura 5.3 – Vista de dessecador (à esquerda)



Figura 5.4 – Vista de elementos de suporte do filtro coletor



Figura 5.5 – Coletores para amostragens em campo

Após coleta em campo, os filtros com as amostras de $MP_{2,5}$ também foram acondicionados em porta-filtros no dessecador para equilíbrio de umidade, pelo período de 24 h antes da pesagem analítica final, para determinação da quantidade de massa amostrada em relação à massa inicial do filtro.

5.2.2 Amostrador MiniVol TAS

As amostragens de $MP_{2,5}$ foram realizadas por meio de seis amostradores portáteis com tecnologia de baixo fluxo de ar – MiniVol Tactical Air sampler (MiniVolTAS) – (AIRMETRICS, U.S.A - 2007) conforme mostrado na Figura 5.6 de (a) até (f), desenvolvidos juntamente com a U.S. EPA (AIRMETRICS, 2007). Esse equipamento utiliza técnica adaptada do método utilizado para amostragem de MP_{10} , segundo o código 40 CFR part 50, Appendix J do *U.S. Code of Federal Regulations (CRF)*. Porém, segundo o *Manual Version 5.0b* da AIRMETRICS (2007), o MiniVol - TAS apresenta resultados com acurácia e boa precisão, comparados com o método de referência do CRF. Esse amostrador tem sido utilizado para caracterização química de $MP_{2,5}$ em vários trabalhos, como Na e Cocker III (2004), Wang et al., (2006), Oliveira (2007), Weinstein et al (2010) e Albuquerque, Andrade e Ynoue (2011), entre outros.

Esses aparelhos são portáteis e possibilitam o monitoramento da qualidade do ar em locais remotos e sem fornecimento de corrente alternada (CA), podendo funcionar com corrente contínua (CC) com uso de baterias recarregáveis com autonomia de 30 h, aproximadamente. Eles possibilitam o monitoramento separado de PTS, MP_{10} e $MP_{2,5}$ de acordo com usos específicos de impactadores (AIRMETRICS, 2007). Outra grande vantagem do uso do MiniVol TAS é o caráter não destrutivo das amostras realizadas, o que possibilita sua utilização para outras análises de pesquisas. O MiniVol TAS é calibrado pelo fabricante para operar com uma vazão de 5,00 L/min em condições ambientais padrão (pressão atmosférica de 760 mmHg e temperatura de 298 K), operando por meio de uma bomba de sucção de ar. O MiniVol TAS pode ser programado por temporizador por até sete dias e ajustado a uma vazão de 5,00 L/min. Esse equipamento deve ser previamente calibrado para vazão real que passa pelo amostrador, considerando a temperatura e pressão atmosférica variáveis em cada local e período da coleta (AIRMETRICS, 2007). O procedimento de calibração, com o objetivo de calcular a vazão real sob as condições de temperatura e pressão no local de amostragem, é realizado por meio de um Calibrador padrão de vazão (*Traceable Laminar Flow Element - TLFE*) devidamente certificado pelo National Institute of Standards and Technology (NIST) dos Estados Unidos da América, devendo gerar uma curva de regressão linear para diferentes vazões indicadas (Q_{ind}) a seguir: 6,50; 6,00; 5,50; 5,00; 4,50 e 4,00 L/min, conforme mostrado por seta na Figura 5.6 (a). Para calibração, deve-se obter como resultado um fator de correlação de regressão linear de 0,9 conforme dado pela Equação (6.1) (AIRMETRICS, 2007).

$$Q_{@std} = m_{vol} \times Q_{ind} + b_{vo} \quad (6.1)$$

onde $Q_{@std}$ é a vazão nas condições padrão de calibração (L/min); Q_{ind} é a vazão indicada pelo rotâmetro (L/min); m_{vol} é a declividade da curva de regressão e b_{vo} é o Intercepto da curva de regressão.

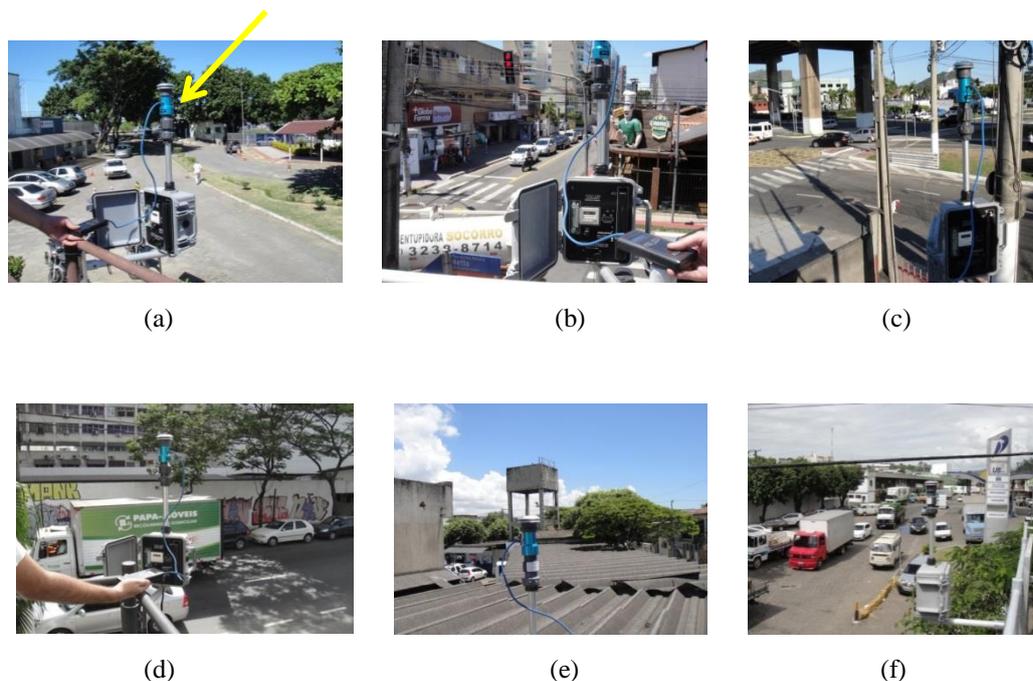


Figura 5.6 – Calibração de amostradores mini-vol instalados nas estações: (a) Laranjeiras, (b) Jardim Camburi, (c) Enseada do Suá, (d) Vitória Centro, (e) Ibes e (f) Cariacica.

Para coleta de $MP_{2,5}$ foram utilizados dois impactadores para separação inercial de partículas: i) o primeiro impactador foi de MP_{10} para separação de partículas acima de $10\ \mu\text{m}$ e o segundo impactador foi de $MP_{2,5}$ para separação de partículas acima de $2,5\ \mu\text{m}$. As partículas de maior tamanho, devido à inércia, não conseguem se desviar de dispositivos com graxa de silicone e ali ficam retidas, enquanto a fração menor de $MP_{2,5}$ que é desviada é coletada no filtro de amostragem, situado na parte inferior do coletor, para posteriores análises de gravimetria, cálculo de concentração em massa e análise de sua composição química. Para que sejam mantidos os diâmetros de corte desejados, a vazão do amostrador foi mantida dentro do intervalo de vazão válida de $5,00 \pm 0,5\ \text{L/min}$, conforme as recomendações da AIRMETRICS (2007) para a coleta de partículas de diâmetro de $MP_{2,5}$ que depende da velocidade com que o fluxo de ar passa pela placa de impactação no MiniVol TAS.

As amostragens são registradas em planilhas com data do dia da coleta, número do filtro, hora inicial e final da amostragem, tempo decorrido da última amostragem e eventuais informações que possam interferir nos dados coletados. Foi realizada a verificação periódica do ajuste de fluxo pré-estabelecido de $5,00\ \text{L/min}$ do MiniVol TAS (semanal) e a realização de calibração dos equipamentos (mensal).

A vazão ajustada é fornecida pela Equação (6.2) (AIRMETRICS, 2007).

$$ISP = \frac{5x\left(\sqrt{\frac{P_{act}}{P_{std}} \times \frac{T_{std}}{T_{act}}} - bvol\right)}{mvol} \quad (6.2)$$

onde ISP é a vazão de ajuste para as condições do local de amostragem (l/min); P_{std} é a pressão de calibração padrão ($760\ \text{mmHg}$); T_{std} é a temperatura de calibração padrão ($298\ \text{K}$); P_{act} é a pressão

local de amostragem (mmHg); T_{act} é a temperatura local de amostragem (K); m_{vol} é a declividade da curva de regressão e b_{vol} é o Intercepto da curva de regressão.

5.3 Técnicas de Análise Quantitativa e Qualitativa das Partículas Finas (MP_{2,5})

5.3.1 Procedimento s de pesagem

A determinação da massa coletada por gravimetria requer utilização de balança analítica de grande precisão e adequada instalação. Foi utilizada, para determinar a massa prévia dos filtros e das amostras após coletas, balança analítica de Marca Sartorius - Mod: MSE6.6S-000-DF, com sensibilidade 1 µg (Figura 5.7), de acordo com as instruções de operação do fabricante (SARTORIUS, Alemanha, 2012). A balança foi devidamente instalada sobre uma bancada rígida de granito para evitar vibrações e desnivelamento, além de ser protegida por uma capela (para evitar correntes de ar durante manuseio de filtros e pesagem) em ambiente controlado com temperatura de 21 a 22 °C e umidade relativa do ar entre 30 a 40% no Laboratório do Núcleo da Qualidade do Ar (NQqualiAr) do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Para cada etapa de medição dos filtros para amostragem, a balança foi ligada meia hora antes de ser iniciado o processo de pesagem para sua estabilização, devido a sua grande sensibilidade. Foi sempre verificado o nível e a calibração da balança antes do início de cada operação de pesagem.

Cada filtro, antes e pós-amostragem, foi submetido a aparelho eletrônico eliminador de cargas elétricas estáticas (Figura 5.7) para evitar flutuações no momento da pesagem dos filtros.

A Agência Americana de Proteção Ambiental (U.S. EPA, 1998) e a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por meio da MB-3422 (ABNT, 1991), recomendam a medição de filtros-testemunho (brancos de laboratório e brancos de campo) no processo de pesagem para amostragens, para evitar incertezas devido à possível contaminação ou à perda de material durante os processos de manuseio no laboratório, acondicionamento e transporte dos filtros.

Os filtros-testemunho de laboratório são filtros do mesmo tipo dos utilizados para amostragens com objetivo de controle de contaminação no ambiente durante o processo de pesagem dos filtros. A U. S. EPA (1998) estipula que filtros-testemunho de laboratório com variação superior a 15 µg geram incertezas muito altas e, dessa forma, todas as medições dos filtros a serem amostrados para o período considerado devem ser descartadas. As variações de massa verificadas durante a campanha de inverno (Tabela 5.1) e de verão (Tabela 5.2) apresentaram-se inferiores a 15 µg.

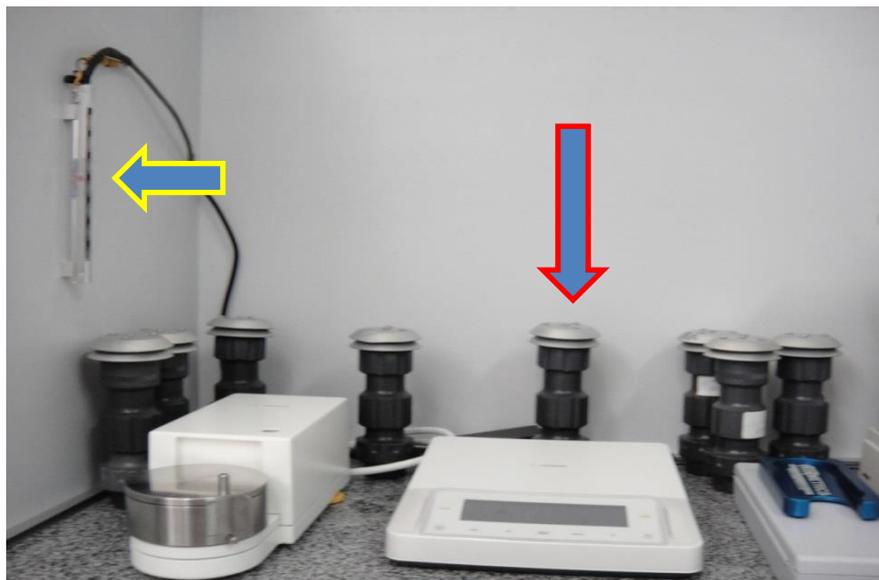


Figura 5.7 – Balança, inibidor de carga estática (seta amarela) e coletor (seta vermelha) .

Tabela 5.1 – Brancos da campanha de inverno

Data	Brancos	Medida [μg]
18/06/13	Laboratório 1	2
25/07/13	Laboratório 2	2
15/08/13	Laboratório 3	1
02/09/13	Laboratório 4	1

Tabela 5.2 – Brancos da campanha de verão

Data	Brancos	Medida [μg]
18/12/13	Laboratório 1	8
02/01/14	Laboratório 2	4
15/01/14	Laboratório 3	11
29/01/14	Laboratório 4	12
13/02/14	Laboratório 5	3
28/02/14	Laboratório 6	1
10/3/14	Laboratório 7	5

A USEPA (1998) também recomenda a utilização de filtros “branco de campo”, que não são amostrados, segundo MB-3422 (ABNT, 1991), e que devem ser mantidos em acondicionamento durante o período de cada 7 (sete) operações de amostragens realizadas nos pontos de coleta dos filtros. O filtro branco de campo é levado ao campo, seguindo-se os mesmos procedimentos dos filtros a serem amostrados. Esse filtro é colocado e imediatamente retirado do amostrador sem a passagem dinâmica de ar. Os filtros não devem apresentar diferença de peso superior a 30 μg por implicarem incertezas muito altas (U. S. EPA, 1998). O objetivo dessa operação é que seja evitada possível contaminação ou perda de material durante os processos de manuseio no laboratório, acondicionamento dos filtros e de transporte até o local de amostragem. Eles são retornados às condições de acondicionamento em laboratório. Não ocorreram diferenças nos filtros de campo

superiores ao valor estipulado pela USEPA (Tabela 5.3) nos períodos de coletas de inverno e tampouco de verão (Tabela 5.4).

Tabela 5.3 – Brancos de campo do inverno

Data	Branco	Medida [μg]
21/06/13	Campo 1	6
05/07/13	Campo 2	22
19/07/13	Campo 3	9
02/08/13	Campo 4	23
16/08/13	Campo 5	7
30/08/13	Campo 6	13
13/09/13	Campo 7	16

Tabela 5.4 – Brancos de campo do verão

Data	Branco	Medida [μg]
21/12/13	Campo 1	8
02/01/14	Campo 2	25
15/01/14	Campo 3	23
29/01/14	Campo 4	8
15/02/14	Campo 5	0
01/03/14	Campo 6	18
15/03/14	Campo 7	4

5.3.2 Análise gravimétrica

A verificação da massa de $\text{MP}_{2,5}$ foi realizada por diferenças entre as medições das amostras coletadas no campo e a pesagem prévia dos filtros de teflon na campanha de inverno e de filtros de policarbonato na campanha de verão por meio de balança de precisão de $1 \mu\text{g}$, utilizando os mesmos procedimentos adotados na pesagem inicial com desenergização dos filtros e com controle de temperatura e umidade de 24 horas antes da pesagem final. Após os procedimentos de pesagem final, os filtros foram acondicionados em porta-filtros e estocados em caixas.

Foram calculadas as concentrações e médias diárias de $\text{MP}_{2,5}$ em micrograma por metro cúbico [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], com os dados das massas de $\text{MP}_{2,5}$ e do volume de ar total amostrado, haja vista ter-se conhecido a vazão da bomba e o tempo de exposição. Após os procedimentos de pesagem final, os filtros foram acondicionados em porta-filtros e estocados em caixas de isolamento térmico. Nessa etapa foram consideradas, para o cálculo das concentrações e, as incertezas dos filtros brancos de laboratório e brancos de campo. Para cada etapa nos procedimentos de pesagem, a média do filtro-testemunho de laboratório e de campo foi calculada para determinação da incerteza da concentração das amostragens no respectivo período, conforme relacionado na Tabela A.1 no Apêndice A.

5.3.3 Caracterização química elementar

Para análise da concentração dos elementos, presente nas amostras de MP_{2,5}, foi utilizada a técnica de espectrometria de fluorescência de Raios-X, que consiste na medida das intensidades dos Raios-X emitidos pelos elementos químicos contidos nas amostras com utilização do espectrômetro SHIMADZU - Japão – Modelo EDX 700 HS, mostrado nas Figuras 5.8 e 5.9 do Laboratório de Análises de Processos Atmosféricos (LAPATs) do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da Universidade de São Paulo (USP), que usa a fluorescência de Raios-X como método para determinação quali-quantitativa da composição elementar de vários elementos de amostras ambientais. Essa técnica é utilizada para análise simultânea de componentes químicos de amostras sólidas, sem danificar as amostras, preservando-as para análises futuras (RICHARDSON, FOX, e RICHARDSON, 1992).

A técnica de fluorescência de Raios-X por dispersão de energia “*Energy Dispersive X-Ray Fluorescence*” (EDX-RF), utilizando método quali-quantitativo do EDX-RF da SHIMADZU, consiste inicialmente em submeter as amostras dos filtros à incidência de Raios-X, por meio de tubo de ródio (Rh) que utiliza filtro de alumínio para cortar a radiação do Rh, para a determinação da presença de elementos na forma de metais da tabela periódica entre Sódio até o chumbo, advindas de radiações fluorescentes de energia características de cada elemento presente na amostra analisada. A fluorescência consiste na técnica de excitação dos elétrons dos elementos contidos na amostra por meio de Raios-X. O elemento submetido à excitação de raios X tende a ejetar seus elétrons das camadas interiores (K ou L) dos níveis dos átomos e, assim, ocorre um salto quântico dos elétrons dos níveis mais afastados para preenchimento da vacância ocorrida no interior dos níveis dos átomos. Cada transição eletrônica constitui uma perda de energia para o elétron, decorrente da transferência da energia do fóton de Raios-X para o elétron do átomo, o qual emite linhas espectrais com energia característica com a intensidade relativa a cada elemento contido na amostra analisada, o que permite a determinação das concentrações e que são proporcionais às intensidades dos Raios-X emitidos de acordo com Salvador (2012). A Figura 5.10 mostra operação de colocação de filtro em suporte para análise no EDX. Foram feitas anotações de protocolo das amostras a serem analisadas no EDX para cada rodada de análise dos filtros.



Figura 5.8 – Carrossel do EDX para análise do espectro



Figura 5.9 – Monitor de programação e controle - EDX

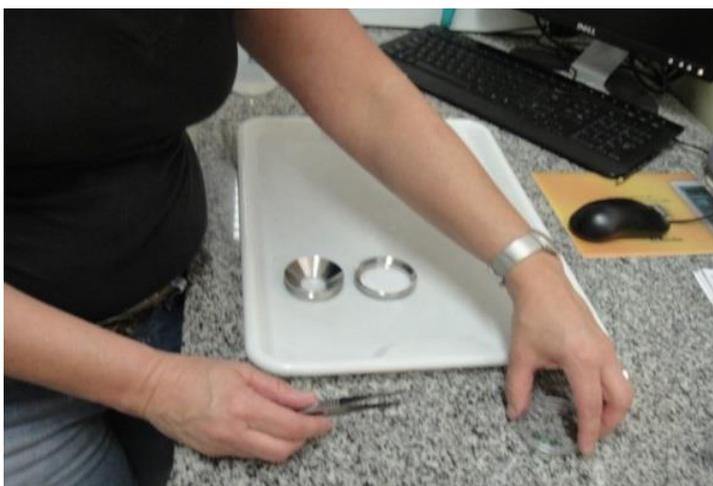


Figura 5.10 – Amostra de MP_{2,5} para análise espectral no EDX

Os espectros resultantes em arquivo (csv) do EDX foram convertidos pelo programa `Converte_spe_v2-0` para integração dos picos dos elementos por meio das linhas espectrais de cada

alvo (amostra), por meio do software Windows *Quantitative X-ray Analysis* (WinQxas), fornecido pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), disponível em <<http://www.iaea.or.at/>> (IAEA, 2015), conforme exemplo de espectro ajustado na Figura 5.11. Os resultados dessa análise são convertidos à concentração de cada elemento com utilização do programa Densidade 2.8.4, disponível em <<http://www.if.usp.br/lapat>> (USP, 2013), e que utiliza como dados de entrada o espectro gerado pelo WinQxas, a área do filtro e vazão de amostragem utilizada.

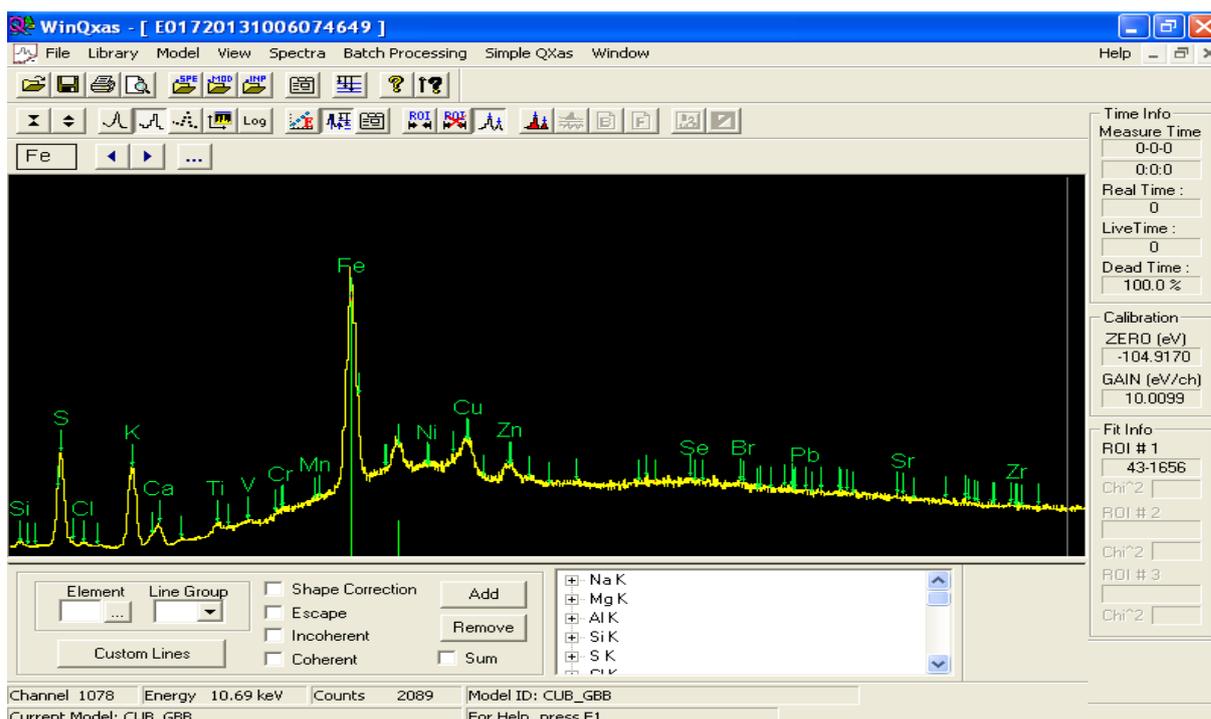


Figura 5.11 – Espectro característico de linhas amostrais no EDX

O resultado das concentrações e da análise quali-quantitativo dos elementares das amostras mostrou a presença dos seguintes elementos da tabela periódica: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Zr, Br e Pb e são mostradas nas Tabelas B.1 e B.2 do Apêndice B.

Para validação dos resultados obtidos da análise espectral, foi verificada a capacidade de detecção do método utilizado, por meio do cálculo do “Limite de Detecção (LD)” do aparelho utilizado. O LD indica o valor mínimo de concentração, no qual o método de análise utilizado — fluorescência de Raios-X por dispersão de energia dispersiva — supostamente é capaz de computar.

Concentrações e abaixo do LD podem retratar efetivamente possíveis aspectos não relacionados à composição química amostral, como problemas na amostragem, deficiência energética e vibrações no detector, flutuação estatística do fundo no espectro, entre outros, e assim não foram consideradas para as avaliações propostas nesta pesquisa.

Todo método tem suas limitações e o LD em particular é um deles para amostragens, utilizando a técnica de fluorescência de Raios-X por dispersão de energia. De acordo com a

metodologia proposta, não se pode medir menos do que o LD de um método (ZHOU et al., 2013). Se os valores calculados estiverem abaixo do LD, não se pode garantir que o mesmo seja uma medida real. Portanto, efetivamente devem-se usar somente valores iguais ou maiores ao LD calculado, sendo valores abaixo do LD excluídos. O LD é calculado de acordo com a Equação 6.3.

$$LD = (3 \times \sqrt{Nd} \times Af) / (Fr \times Tv \times C \times V) \quad (6.3)$$

onde LD corresponde ao limite de detecção em ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), NB é o número de contagens medidas sob o pico do respectivo elemento (adimensional), Af é a área do filtro em (cm^2), Fr é o fator de resposta calibrado no EDX para o respectivo elemento em ($1/[\mu\text{A.s.}(\mu\text{g}/\text{cm}^2)]$), Tv é o tempo vivo de amostragem em (s); C é a corrente de amostragem em (A) e V é o volume de ar amostrado em (m^3).

Para caracterização do LD para o método com o EDX, foi utilizado alvo de um dos brancos de campo, o qual representa o menor valor possível de se medir em um alvo pouco carregado (KERR, 2014). Ainda de acordo com a metodologia proposta, os LD foram estimados para os elementos medidos pela linha K do espectro, visto que aqueles medidos pela linha L estão acima do Molibdênio (maior número atômico) e que não foram detectados nas amostras avaliadas. Os LD calculados estão demonstrados nas Tabelas C.1 e C.2 no Apêndice C, separadas pelos dois períodos de amostragem realizados de inverno e verão.

Para cada elemento detectado, foram calculadas as médias das incertezas relativas de cada conjunto de alvos amostrados. As incertezas relativas de cada alvo, para determinado elemento, são calculadas quando da integração dos picos dos elementos por meio das linhas espectrais, resultantes do processamento no WinqXas. A incerteza relativa média para cada elemento foi calculada de acordo com a equação 6.4 abaixo:

$$ER = (\sum Ei) / N \quad (6.4)$$

onde ER corresponde ao Erro Relativo médio em (%); Ei é o erro relativo para cada alvo de um determinado elemento em (%) e N é o número de alvos amostrados (adimensional).

5.3.4 Caracterização de black carbon

Para medição da concentração de Black Carbon (BC), presente na amostra de $\text{MP}_{2,5}$ foi utilizado um refletômetro de marca EEL – Modelo: SMOKESTAIN REFLECTOMETER – EEL43M, mostrado nas Figuras 5.12 e 5.13 do LAPAT do IAG/USP, que usa a refletância como método de determinação do BC, (WATSON, 2005).

Segundo Yamasoe (1994) a técnica de refletância consiste na incidência de luz fornecida por uma fonte com lâmpada de tungstênio sobre o filtro com a amostra do material a ser analisado, o qual

reflete uma intensidade de luz inversamente proporcional à quantidade de BC presente na amostra. Em decorrência de partículas de BC serem boas absorvedoras de luz, isso implica inferir que quanto maior for a quantidade de Black carbon na amostra analisada, menor será a intensidade da luz refletida e, por conseguinte, menor intensidade detectada na fotocélula. A quantidade de carbono adsorvida empiricamente e refletida pelas amostras nos filtros são fornecidas por uma curva de calibração utilizada por Castanho e Artaxo (2001), Sanchez-Ccyollo e Andrade (2002), Albuquerque (2005), Oyama (2010), por meio da equação 6.4 que determina o valor da concentração de BC das amostras a partir da refletância medida (MARTINS, 2010).



Figura 5.12 – Refletômetro para análise BC

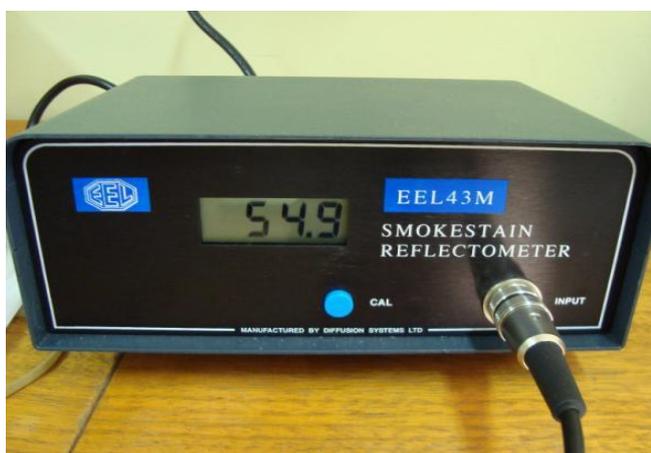


Figura 5.13 – Monitor do refletômetro

$$BC = \{81,953 - [71,832 \log (R) + 15,43 \log^2 (R)]\} \times A/V \quad (6.4)$$

onde BC corresponde à concentração de Black carbon em ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), R é a média de refletância em percentual (%), A é a área do filtro em (cm^2) e V é o volume de ar amostrado em (m^3).

5.4 Técnicas de Amostragem e Análise de SO₂ e MP₁₀

Os dados das concentrações e do MP₁₀ e SO₂ foram obtidos diretamente da RAMQAr no IEMA. Foi considerado o cálculo da média espacial da concentração de MP₁₀, das seis localidades nos períodos de análise deste trabalho para a região de estudo. Para o SO₂ somente foram consideradas as médias das estações em operação em cada período previsto nesta pesquisa. Devido a problemas nos serviços de manutenção em algumas das seis estações de monitoramento da qualidade do ar. Não foram medidos nesse período 8 % dos dados.

O SO₂ é medido por meio de um monitor Horiba, modelo APSA-360 que utiliza o princípio da fluorescência aos raios ultravioleta. A amostra de gás é irradiada com uma luz ultravioleta de grande intensidade produzindo uma reação iônica. Esta reação é opticamente filtrada e detectada por um fotodiodo, que produz um sinal elétrico proporcional à concentração de SO₂ na amostra de gás (HORIBA, 1997).

A medição de MP₁₀ na RAMQAr é realizada por meio de monitor Rupprecht e Patashnick, modelo 1400a que utiliza o TEOM[®], sistema para a medição contínua da concentração de massa de material particulado contido no ar ambiente. O conjunto consiste de uma unidade de medição, unidade de controle, “*Inlet*” de amostra e bomba. O TEOM consiste na passagem de ar ambiente com fluxo constante que atravessa um filtro que é continuamente pesado, calculando-se então dessa forma, as concentrações e de massa em tempo real. O instrumento também computa a acumulação de massa total coletada no filtro, além de calcular ainda, a média de concentração de massa em 1h, 8h e 24h. Utiliza filtro de material hidrofóbico, juntamente com a coleta à temperatura ambiente, que elimina a necessidade de equilíbrio de umidade (THERMO SCIENTIFIC, 2004).

5.5 Descrição dos Dados de Atendimento e Internação Hospitalar

Após aprovação no Comitê de Ética Profissional (CEP) do Ministério da Saúde (nº CAAE 080 197 12.6.0000.5542) e respectivas aprovações dos CEP do Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG), Hospital Santa Rita de Cássia (HSRC) e Centro Integrado de Assistência à Saúde (CIAS) da UNIMED, foi realizada a coleta de dados de doenças respiratórias. Foram coletados dados de atendimentos hospitalares de urgência, emergência e pronto-socorro (caracterizados neste trabalho como atendimento ambulatorial) e de internação hospitalar de crianças com idade de 0 a 12 anos, com desfechos relacionados às doenças respiratórias, como doenças das vias aéreas superiores (faringites, rinites, sinusites) e das vias aéreas inferiores (asma, bronquite, bronquiolite, pneumonias, e doenças pulmonares obstrutivas) enquadradas no grupo J00 a J99 – Capítulo X do Código Internacional de Doenças (CID-10), referente ao período da pesquisa de 21/06/2013 a 28/09/2013 e de 21/12/2013 a 26/03/2014. Foram incluídos atendimentos de mais sete dias após últimas medições de MP_{2,5} de cada

período de medição, dado que o efeito da doença em curto prazo pode se manifestar em até 7 dias após exposição ao poluente. No levantamento dos dados de eventos respiratórios, foram categorizadas as datas de atendimento ambulatorial e internação em crianças, por tipo de evento, faixa de idade até 12 anos, sexo, e endereço residencial nos quatro municípios considerados da RMGV. Para o georeferenciamento das residências das crianças expostas aos poluentes e com eventos respiratórios no período deste trabalho, somente foram consideradas crianças que tivessem residência limitada pelo círculo de raio 15 km, abrangendo o raio de aproximadamente 2 km no entorno de cada local de coleta do $MP_{2,5}$ que, segundo Saldiva (2012), é onde os efeitos de doenças se manifestam de forma mais intensa, para crianças; além de considerar a predominância de poluição na região devido a condições atmosféricas (como direção predominante do vento N-NE) e topografia local conforme Figura 5.14.

Considerando o retorno do mesmo paciente para atendimento ou internação mais de uma vez durante os períodos de pesquisa com os mesmos sintomas, foi aplicado um corte para aqueles que retornaram aos hospitais pesquisados em até sete dias.

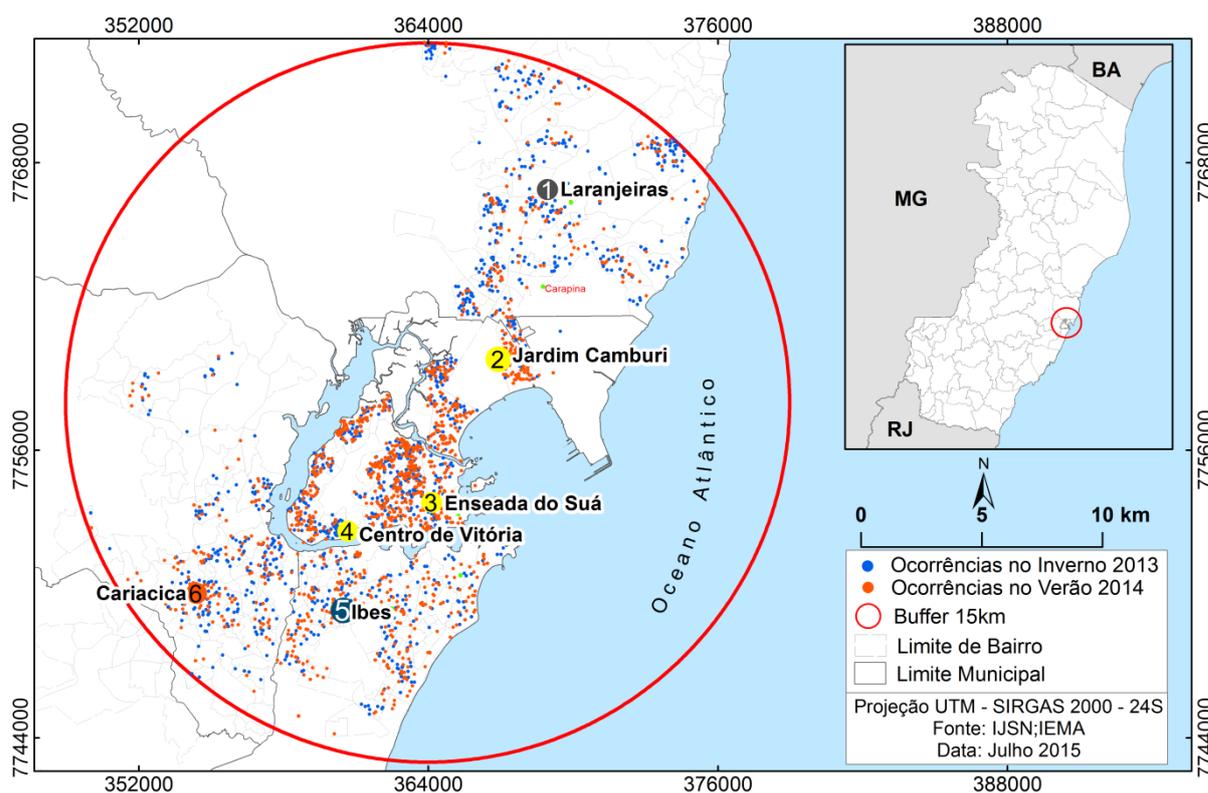


Figura 5.14 – Limite de residentes devido ocorrências de exposição ao PA

5.6 Descrição dos Dados Meteorológicos

As condições meteorológicas, além de influenciar a dispersão, difusão, transformação química e remoção dos poluentes na atmosfera (AYRA, 1999), tendo relevante importância quanto à sua

concentração no meio receptor, de acordo com Alves (2010), também podem interferir no metabolismo humano (vias aéreas superiores), agravando, conseqüentemente, os efeitos das doenças respiratórias nas pessoas expostas aos poluentes (YU, 2004). Portanto, parâmetros meteorológicos como temperatura, umidade relativa, velocidade e direção do vento, além de precipitação, são importantes variáveis (consideradas de confusão) que conjuntamente com as concentrações e dos poluentes podem ser associados com desfechos de doenças do sistema respiratório.

Estando a RMGV situada na Região Sudeste do Brasil, em geral, seu clima é úmido com temperatura média de 26 °C e umidade relativa do ar de 60 %. Predominam, na região, ventos Nordeste entre os meses de setembro a maio e ventos sul nos meses de junho a agosto. A seguir características meteorológicas de inverno e verão.

Nas Figuras 5.15 a 5.17 são mostradas as normais climatológicas de temperatura, umidade relativa do ar e de precipitação na região.

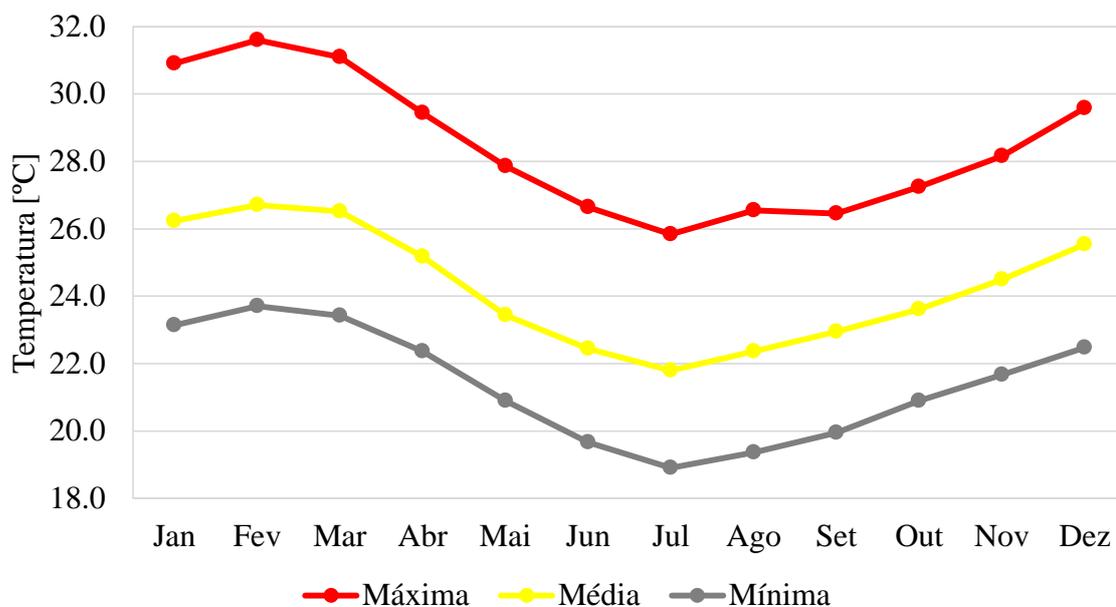


Figura 5.15 – Normal climatológica de temperatura (REDEMET, 2014)

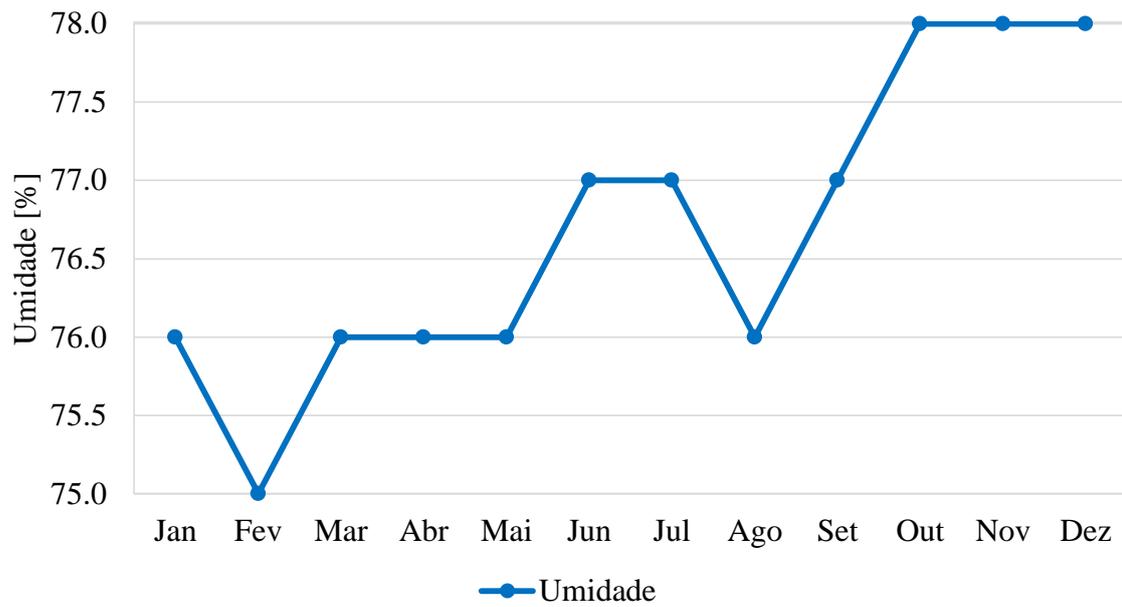


Figura 5.16 – Normal climatológica da umidade relativa do ar (REDEMET, 2014)

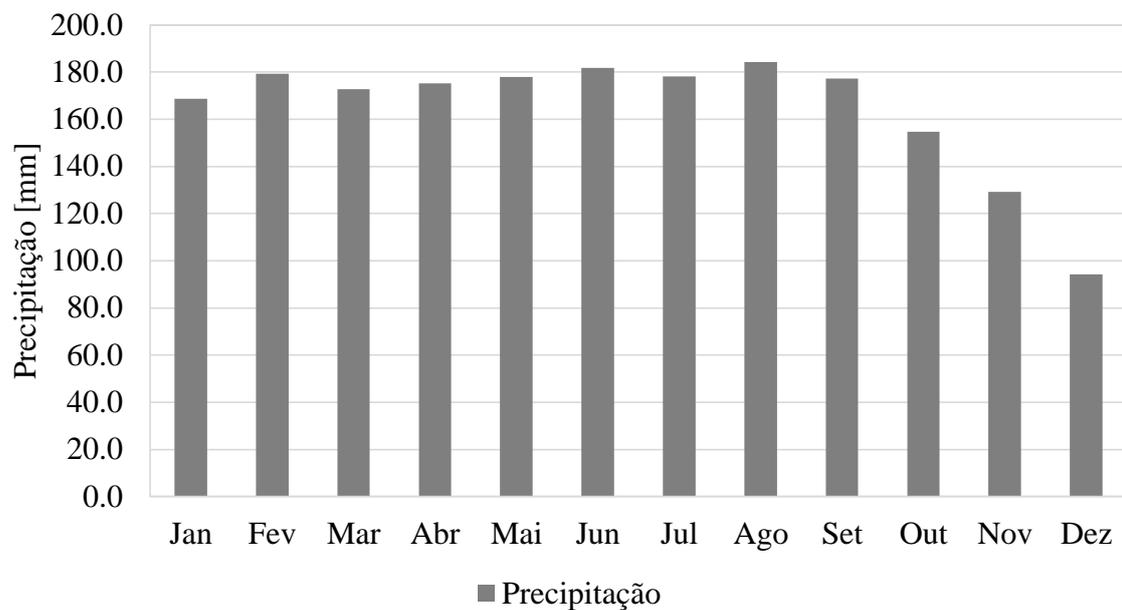


Figura 5.17 – Normal climatológica de precipitação (INMET, 2014)

O inverno nos quatro municípios de estudo é caracterizado como seco e ameno com temperatura média no entorno de 22,1 °C, com umidade relativa do ar com média de 75 % (REDEMET, 2013) e baixo índice pluviométrico (INMET, 2014). Na Figura 5.18 é mostrada a rosa dos períodos de inverno (21/06/2013 a 21/09/2013).

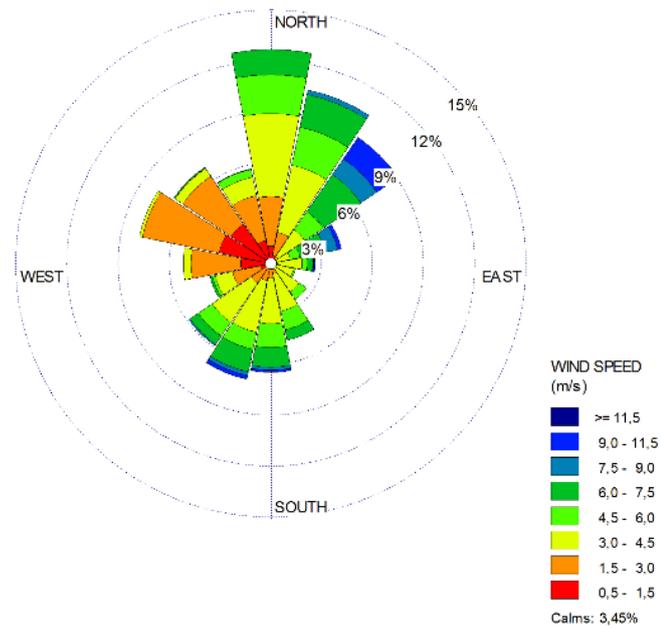


Figura 5.18 – Rosa dos ventos de 21/06/2013 a 21/09/2013.

As Figuras 5.19 e 5.20 mostram respectivamente a variação da temperatura e umidade do ar no período do estudo no inverno (21/06/2013 a 21/09/2013).

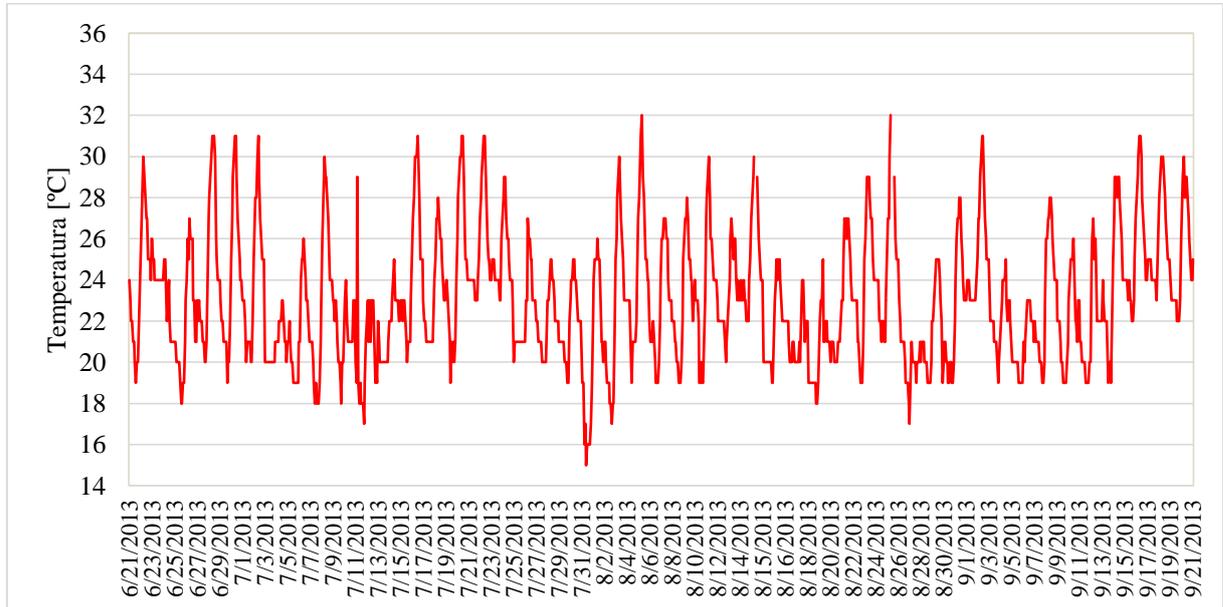


Figura 5.19 – variação temporal da temperatura média de 24 h 21/06/2013 a 21/09/2013.

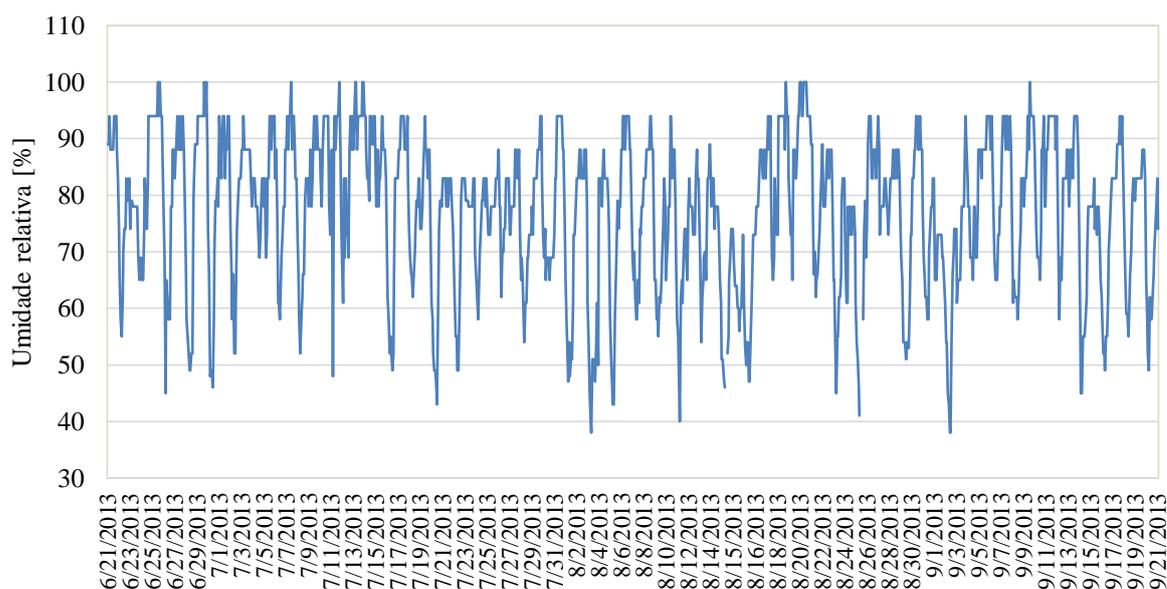


Figura 5.20 – variação temporal da umidade do ar de 21/06/2013 a 21/09/2013.

A ocorrência de inverno na região está vinculada aos efeitos de escala sinótica pela formação de altas pressões estacionárias na superfície, formadas por meio de anticiclones, denominadas de Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) (CALVALCANTI et al., 2008), com correntes de ar descendente, ou seja, a ocorrência de subsidência. A presença de anticiclone próximo ao continente pode inibir a passagem dos sistemas frontais, reduzindo a velocidade do vento, o que implica na ocorrência de maiores períodos de calmaria na região, às vezes com possibilidade da presença de inversões térmicas, que dificultam a dispersão vertical de poluentes e podem provocar um aumento de concentração do $MP_{2,5}$ e, por conseguinte, uma maior exposição da população. Observa-se na Figura 6.18, na estação de inverno, a predominância de ventos no quadrante N – NE seguida da do quadrante S-SO, com maiores velocidades do vento ocorrendo na direção NE e S.

O verão, por sua vez, se caracteriza como quente e úmido, com temperatura média em torno de 26,5 °C e umidade relativa do ar com média de 75,7 % conforme o Instituto de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (IEMA) (IEMA, 2013), além de se constituir como estação chuvosa. Essa situação decorre dos efeitos de escala sinótica, de eventos de baixa pressão causada pelo sistema meteorológico denominado de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZACS) (CALVALCANTI et al., 2008). Dada essa situação, prevalece na região um corredor de nebulosidade formado desde a região Noroeste (região Amazônica) que se estende até o Sudeste, além da ocorrência de umidade proveniente do Oceano Atlântico que, segundo Lisboa (2008), é responsável pelo período de maior umidade e chuva na região Sudeste. Também se acentua a importância do efeito de mesoescala regional. A circulação local é influenciada pela ação de brisas marítimas e terrestres, decorrentes da localização da RMGV à leste junto à costa atlântica; além da influência de ventos de vale e montanha pela presença de morros na região que podem afetar o nível de concentração de MP. Efeitos da baixa pressão e eventual

passagem de frentes frias, conforme Lisboa (2008), favorece a dispersão de poluentes e, com isso, mitiga a exposição da população aos efeitos nocivos dos poluentes. Não obstante poder haver maior dispersão de poluentes no verão, por outro lado pode haver maior ressuspensão de partículas depositadas em vias e solo, decorrente de maior turbulência junto ao solo pelo efeito de maior temperatura e velocidade do vento. Na Figura 5.21, verifica-se a predominância, no verão, que o vento atua consideravelmente no quadrante N-NE, com prevalência das maiores velocidades na direção NE.

Na Figura 5.21 é mostrada a rosa dos ventos do período de verão (21/12/2013 a 19/03/2014).

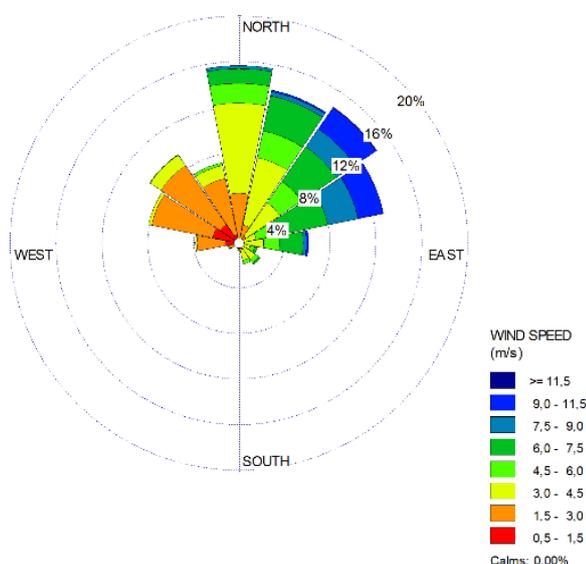


Figura 5.21 – Rosa dos ventos de 21/12/2013 a 19/03/2014

As Figuras 5.22 e 5.23 mostram, respectivamente, a variação da temperatura e umidade do ar no período do estudo no verão (21/12/2013 a 19/03/2014).

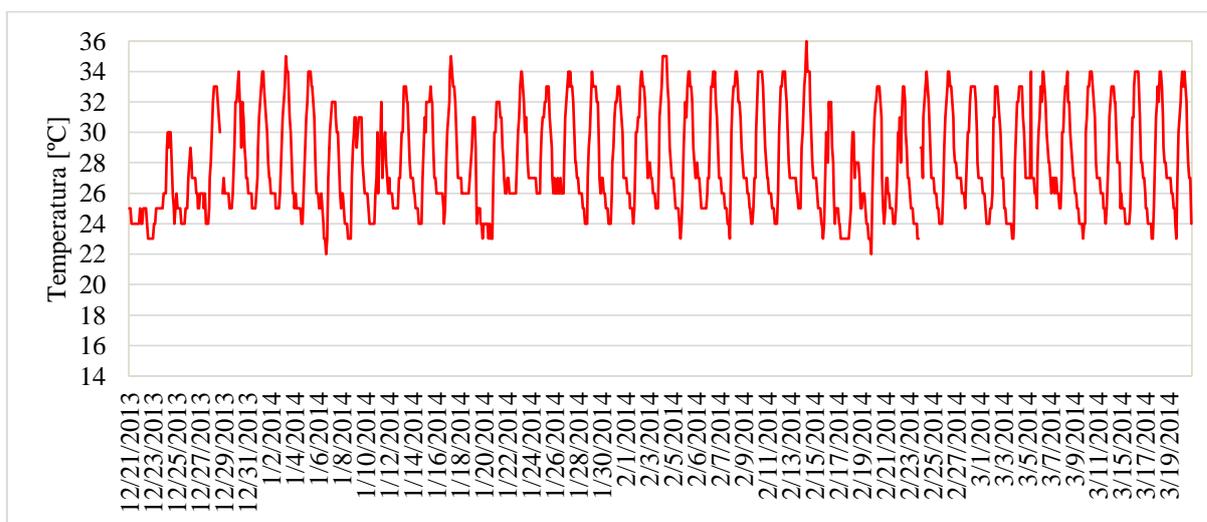


Figura 5.22 – variação temporal da temperatura média de 24 h 21/12/2013 a 19/03/2014.

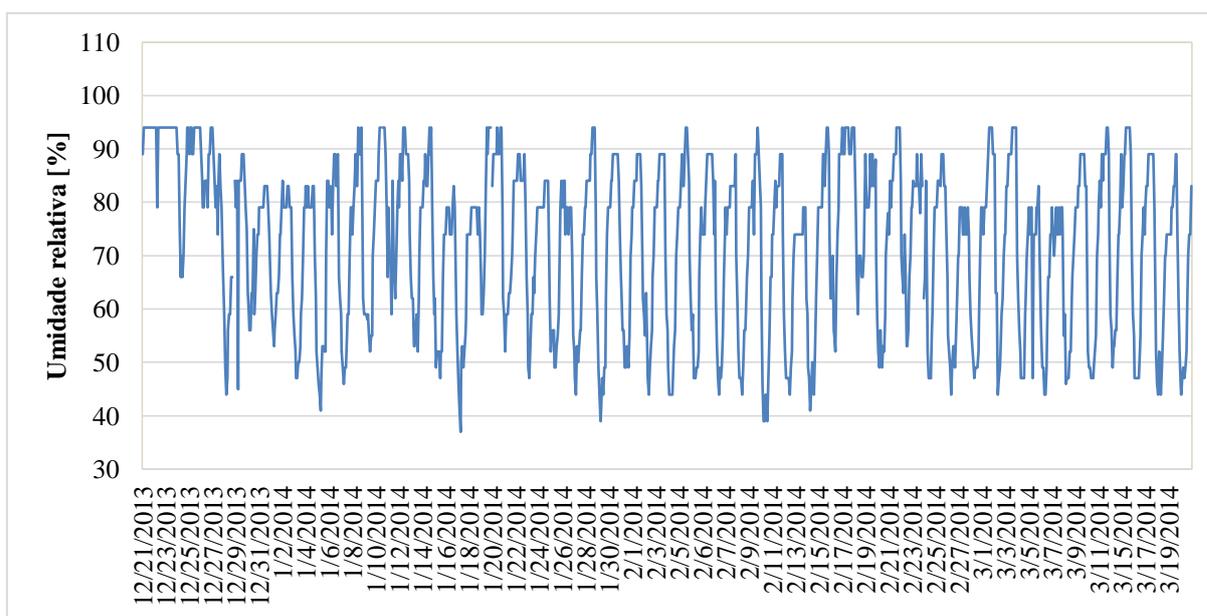


Figura 5.23 – variação temporal da umidade do ar de 21/12/2013 a 19/03/2014.

Os dados meteorológicos, como temperatura, pressão, direção e velocidade do vento, foram obtidos da Rede de Meteorologia (REDEMET), situada no Aeroporto Eurico Salles, em Vitória, e utilizados para as análises em todas as estações de amostragem, por não haver medições desses parâmetros para todas as estações (REDEMET, 2014). Dados de precipitação foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014).

5.7 Técnicas Estatísticas para Análise dos Dados

Os dados para análise representam variáveis discretas de contagem para desfechos de doenças ao longo do tempo e de comportamento temporal para covariáveis da concentração dos poluentes, indicadoras e de confusão. Logo, a abordagem escolhida para tratar do problema estudado é quantitativa, caracterizada pela utilização de ferramentas de estatística com enfoque temporal e espacial em períodos sazonais de inverno e verão para inferir na associação de (SO_2), MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ (e de seus agentes químicos) no conjunto dos quatro municípios de interesse integrantes da RMGV.

Foram aplicadas estatísticas descritivas na análise dos dados e de modelos de regressão para verificar a associação entre as variáveis de interesse. Cada desfecho de doença foi modelado tomando inicialmente como pressuposto básico de que as contagens de eventos (número inteiro e não negativo) na área de saúde seguem uma distribuição de *Poisson*. O número diário de atendimentos por doenças respiratórias foi considerado como variável resposta e o nível de concentração diária intervalar de dias alternados dos poluentes, foi considerado como variável explicativa; assim como a estação do ano (inverno/verão), a sazonalidade de curta duração (variáveis indicadoras para dias da semana e

feriados), comportamento de longa duração e variáveis meteorológicas (temperatura e umidade) foram considerados de confusão.

Como as amostragens do $MP_{2,5}$ ocorreram em dias alternados tanto no inverno quanto no verão, correspondente a 2013/2014, e os dados de doença consistiram em medidas diárias de atendimentos, a análise estatística foi realizada com a associação nos mesmos dias de amostragem, além de defasagens no *lags* 1, 2 e 3 (aqui considerados defasagens respectivamente de 2, 4 e 6 dias), haja vista, as medições dos poluentes terem sido em dias alternados inclusive para análises com o MP_{10} e o SO_2 . Devido à pequena quantidade de amostras tanto no inverno quanto no verão, decorrente do processo de amostragem utilizada, optou-se para modelagem estatística a junção dos dois períodos de coleta com a utilização da variável *Dummy* para identificação das estações de inverno (1) e verão (0).

Outra característica comum das variáveis envolvidas explicativas no estudo é a eventual falta de algumas observações (*missings*) por falhas, seja por medições realizadas de forma incorreta, seja por problemas nos equipamentos. A falta desses dados foi ajustada via imputação. O procedimento de imputação seguiu a metodologia descrita por Junger (2008). Nesse método, as estimativas são obtidas pela correlação espacial entre os níveis do próprio poluente e pela autocorrelação dos níveis desse poluente, ao longo do tempo.

Para análise da regressão de *Poisson* e ajuste dos modelos, vários procedimentos foram aplicados em etapas. Inicialmente, tratou-se a sazonalidade de curta duração com variáveis indicadoras para os dias da semana e os feriados. Para a sazonalidade de longa duração foi utilizada a função suavizadora "*splines*" que segundo Friedman (1991) que permite controlar uma dependência não linear entre a variável de interesse (desfechos) e a sazonalidade. As covariáveis de confusão (temperatura, umidade relativa) também foram modeladas por meio de curvas suavizadoras "*splines*" (FRIEDMAN, 1991; WAHBA, 2000) e por último os dados dos poluentes.

Os modelos ajustados foram obtidos após diversas análises e testes usuais de resíduos e da qualidade do ajuste com utilização do critério de Akaike – AIC (parcimônia do modelo) (AKAIKE, 1973). Na modelagem, como o período de análise foi considerado como um todo, sem distinção de estações (quarenta e sete dias no inverno e quarenta e cinco dias no verão, em dias alternados), as estações inverno e verão foram consideradas na modelagem como variáveis *Dummy*, inseridas como covariáveis na regressão, a fim de estimar o efeito da sazonalidade desse período nos dados de saúde.

5.7.1 Análise descritiva dos dados

Buscou-se inicialmente fazer um tratamento dos dados brutos de cada variável com o objetivo de melhor caracterizá-las, por meio da análise descritiva dos dados. Inferiu-se a correlação dos desfechos de doenças respiratórias e dos níveis médios de concentração de SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$ (incluindo a sua composição química). A princípio, o objetivo deste trabalho seria a associação de

desfechos respiratórios com a concentração dos poluentes por localidade de amostragem. Em virtude da pequena quantidade de dados de desfechos respiratórios em algumas localidades, que não apresentaram resultados estaticamente significativos, optou-se pela utilização dos dados de concentração média de 24 h entres as estações do estudo, para associação com desfechos respiratórios de crianças que estivessem sob exposição dos poluentes, abrangendo um círculo com raio de 15 km, conforme Figura 5.14.

Para verificar se o comportamento da distribuição das concentrações e de SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$ e composição elementar nos períodos de coleta e entre os locais de amostragem foram estatisticamente iguais, aplicou-se o teste não paramétrico de Man-Whitney. Esse teste, descrito por Yao e Fan (2003), equivale ao teste “*t*” de comparação de igualdade entre médias amostrais. Ele foi aplicado devido ao fato de que a distribuição dos dados não foi normal ou foi desconhecida. O teste de Mann-Whitney é baseado nos *postos* dos valores obtidos, combinando-se as duas amostras. Isso é feito ordenando-se esses valores, do menor para o maior, independentemente do fato de qual população cada valor provém.

O teste Mann-Whitney foi aplicado para verificar a semelhança de concentrações dos poluentes entre os seis locais de amostragem em cada período do inverno e do verão, entre os mesmos locais de amostragem no inverno e verão e entre as médias de concentrações das estações entre inverno e verão. As hipóteses consideradas foram de que as médias entre as estações analisadas eram iguais. Esse teste não faz inferir que as amostras das seis estações não sejam homogêneas (YAO e FAN, 2003). Observou-se que nessa situação o teste propõe que a hipótese de igualdade não seja rejeitada, dado considerar homogeneidade de exposição aos poluentes do grupo de risco e haver semelhança de concentrações entre mesmos locais de amostragem no inverno e verão e entre as médias de 24 h dos poluentes entre as estações do ano, ou seja, as seis estações apresentam mesmo comportamento no inverno e no verão. Logo, concluiu-se com a aplicação do teste Mann-Whitney de que as concentrações e médias de 24 h são estatisticamente iguais no período de inverno e verão e nas estações no período para os poluentes estudados. No APÊNDICE E são mostrados os testes para o $MP_{2,5}$. O mesmo teste foi aplicado para os poluentes MP_{10} , SO_2 e composição química do $MP_{2,5}$, que resultou em análises similares aplicados ao $MP_{2,5}$.

5.7.2 Modelo estatístico para análise de dados (Modelo Aditivo Generalizado)

Para associação da variável desfechos de atendimentos hospitalares por doenças respiratórias, com a média diária da covariável explicativa (concentração do $MP_{2,5}$) com respectiva composição química, incluindo as covariáveis indicadoras de dias de semana/feriado e de confusão, foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado. Esse modelo possibilita a sua aplicabilidade na modelagem não linear

entre as variáveis de interesse; incluindo funções paramétricas e não paramétricas presentes no contexto desta pesquisa, a fim de possibilitar o ajuste da curva dos dados.

A variável de interesse, atendimentos causados por doenças respiratórias, corresponde a uma distribuição discreta de probabilidade por se tratar de um processo de contagem, sendo assim definida como uma distribuição de probabilidade de *Poisson*. A parte paramétrica que é uma distribuição de probabilidade de *Poisson*, é fornecida pela função dada pela equação 6.9.

Seja $\{Y_t\}$, $t = 1, \dots, N$, uma série temporal de contagem formada por números inteiros não negativos. A densidade condicional de $\{Y_t\}$ dado o passado \mathcal{F}_{t-1} , denotado por $\{Y_t/\mathcal{F}_{t-1}\}$, possui uma distribuição de *Poisson*, com média μ_t , se satisfazer:

$$f\left(y_t; \frac{\mu_t}{\mathcal{F}_{t-1}}\right) = \frac{e^{-\mu_t} \mu_t^{y_t}}{y_t!} \quad t=1, 2, \dots, N. \quad (6.9)$$

A modelagem de sazonalidade de curta duração foi tratada com as covariáveis indicadoras de dias da semana/feriados e a sazonalidade de longa duração e meteorológicas por meio da função suavizadora *splines* (FRIEDMAN, 1991). Essa função permite o controle da dependência não linear entre a sazonalidade e a variável investigada de desfecho. A modelagem das covariáveis das condições atmosféricas (temperatura, umidade relativa) foi tratada por meio da função *splines*, de acordo com (FRIEDMAN, 1991; WAHBA, 2000).

Sendo $X = (X_1, X_2, \dots, X_p)$ um vetor de (p) covariáveis explicativas, indicadoras e de confusão, incluindo valores passados de Y_t , a curva que descreve a relação entre a variável investigada Y_t e as covariáveis X é obtida por meio da transformação logarítmica de μ_t dada pela equação (6.10).

$$\log(\mu_t) = \sum_{j=0}^q \beta_j X_j + \sum_{j=q+1}^p f(x_j) \quad \text{com } q \leq p \quad (6.10)$$

onde β_j é o vetor dos coeficientes e $f(x_j)$ são as funções suavizadoras para as variáveis de confusão (variáveis meteorológicas) e a sazonalidade de longa duração presente nos dados, β_0 corresponde ao Intercepto da curva associado ao vetor de valores unitários.

A utilização do MAG para avaliação do impacto de dados ambientais na saúde tem sido bastante explorada em trabalhos como os de (NORRIS et al., 1999; CONCEIÇÃO, SALDIVA e SINGER, 2001; CASTRO et al., 2007; BRAGA et al., 2007; MATOS, REISEN e FRANCO, 2012; SOUZA et al., 2014, Bell et al., 2014).

Pelo fato de que a mistura de PA, inclusive dos componentes químicos presentes no material particulado fino podem provocar potencial risco à saúde, é importante fazer análises da combinação entre esses PA com o propósito de identificação dos agentes químicos de maior risco, que possam influenciar a morbidade de doenças respiratórias em crianças na região de estudo. Zhou et al., (2003), afirmaram serem desconhecidos os mecanismos biológicos para explicar como a exposição às partículas exacerba os efeitos nocivos à saúde, pois a composição diversa das partículas pode

desempenhar uma relação crítica sobre a saúde humana. Isso se reveste de maior importância considerando a região de estudo estar exposta à exposição ao ferro (Fe), devido à presença de indústrias siderúrgicas e à composição da crosta terrestre, bem como de BC proveniente do tráfego de veículos na região e na área industrial.

5.7.3 Estimação do risco relativo

De acordo com Tadano, Ugaya e Franco (2009), o risco relativo (RR) é um parâmetro de medida da razão de probabilidade entre um determinado fator (por exemplo, exposição a poluentes atmosféricos, como SO₂, MP₁₀, MP_{2,5}, elementos químicos), associado ao risco de um determinado sintoma (nesse caso atendimentos ambulatoriais e internações hospitalares devido a eventos respiratórios agudos em crianças).

Por meio dessa medida, adotada como referência epidemiológica para quantificar o efeito de poluentes em doenças, por Dockery et al., (1993); Pope et al., (1995) pode-se quantificar, aumentando os níveis de concentração do poluente estudado para os expostos ao poluente, acometidos a determinado sintoma de doença; em relação aos não expostos (mas que também estão acometidos pela doença), o quanto uma população exposta pode estar sob risco de um problema de saúde, de acordo com (ZOU et al., 2004; SOUZA et al., 2014).

A função do Risco Relativo, de maneira geral, pode ser dada para um determinado nível (x) de um poluente (Y) de acordo com Baxter et al., (1997), pela equação 6.13.

$$RR(x) = \frac{E(Y/x)}{E(Y/x=0)} \quad (6.13)$$

Para o modelo de regressão de *Poisson* o RR é expresso pela equação 6.14,

$$\widehat{RR}(x = k) = e^{(k\widehat{\beta}_i)} \text{ com } i = 1, 2, \dots, p \quad (6.14)$$

onde k é a variação da concentração do poluente ou elemento químico estudado que pode, por exemplo, assumir o valor de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou variação interquartílica (diferença entre o terceiro e primeiro quartil), entre outros, e $\widehat{\beta}$ é o coeficiente estimado associado ao poluente por meio do MAG.

Os resultados do RR podem ser estimados pelo percentual do Risco Relativo (RR) considerando as variações interquartílicas dos poluentes, sendo calculados por meio da expressão a seguir.

$$\%RR = (RR - 1) * 100, \quad (6.15)$$

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo apresenta os resultados desta tese e está organizado em forma de dois artigos científicos, a saber:

O primeiro artigo, com título de “**Associação de partículas finas na atmosfera com doenças respiratórias agudas em crianças**”, submetido à Revista de Saúde Pública propõe um estudo ecológico, realizado na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) – no estado do Espírito Santo, nos períodos de inverno (21 de junho a 21 de setembro de 2013) e verão (21 de dezembro a 19 de março de 2014) para avaliar a associação do material particulado fino (MP_{2,5}) na atmosfera com desfechos de doenças respiratórias agudas em crianças com idade até 12 anos. Apesar da OMS sugerir diretrizes para qualidade do ar associada a MP_{2,5} (25,00 µg/m³ para exposição de curto prazo, ou seja, concentração média de 24 horas), essa mesma organização indica que não é possível estabelecer um limite mínimo de concentração de MP, abaixo do qual não ocorreriam efeitos nocivos à saúde. Igualmente, mesmo que a concentração média de 24 h medida na RGV não tenha ultrapassado a diretriz da OMS no período investigado, foi identificada associação entre atendimentos e internações hospitalares de crianças com até 12 anos de idade devido a doenças respiratórias agudas com a concentração de MP_{2,5}.

O segundo artigo, denominado “**Associação entre SO₂, MP₁₀, elementos químicos e black carbon presentes em partículas finas na atmosfera urbana e doenças respiratórias agudas em crianças**” a ser submetido à revista *Atmospheric Environment*, consiste em investigar a influência dos poluentes atmosféricos SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} nos desfechos agudos de doenças respiratórias em crianças com idade até 12 anos, residentes em áreas urbanas industrializadas e averiguar a influência dos elementos químicos inorgânicos e Black carbon presentes em partículas finas MP_{2,5} em curto prazo nos períodos de inverno e de verão no hemisfério sul. O presente trabalho comprova a importância de estudos ecológicos sobre a caracterização de agentes químicos (e sua ação xenobiótica) em relação ao impacto na saúde humana, por meio de doenças respiratórias agudas no curto prazo.

Os artigos estão apresentados nesta tese no mesmo formato exigido pelas revistas científicas para sua publicação. Entretanto, para conveniência do leitor, as Figuras e Tabelas de cada artigo são apresentadas ao longo dos manuscritos e as referências bibliográficas referentes a cada artigo foram incluídas na lista de referências do Capítulo 10 desta tese.

6.1 Associação de partículas finas na atmosfera com doenças respiratórias agudas em crianças

Resumo

OBJETIVO: avaliar a associação entre material particulado fino ($MP_{2,5}$) na atmosfera e atendimento hospitalar por doenças respiratórias agudas em crianças em área urbana industrializada.

MÉTODOS: estudo ecológico, realizado na Região da Grande Vitória (RGV) - Espírito Santo, nos períodos de inverno (21 de junho a 21 de setembro de 2013) e verão (21 de dezembro a 19 de março de 2014). Foram avaliados dados de contagem diária de atendimentos ambulatoriais e hospitalizações por doenças respiratórias (CID-10) em crianças até 12 anos de idade, em três hospitais da RGV. Para a coleta de $MP_{2,5}$ foram utilizados amostradores portáteis de partículas (MiniVol) instalados em seis locais na região estudada. Para avaliar a relação entre os desfechos respiratórios e concentração de $MP_{2,5}$ foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado (MAG) com distribuição de Poisson, ajustado para efeitos das covariáveis preditoras.

RESULTADOS: O incremento de $4,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (intervalo interquartilico) na concentração de $MP_{2,5}$ gerou aumento de 3,9% à exposição no próprio dia e de 5,6% com defasagem de 6 dias do atendimento ou internação, respectivamente nos riscos de crianças menores de 12 anos expostas ao $MP_{2,5}$ de adquirirem doenças respiratórias em comparação as não expostas ao $MP_{2,5}$.

CONCLUSÃO: Apesar da OMS sugerir diretrizes para qualidade do ar associada a $MP_{2,5}$ ($25,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposição de curto prazo, ou seja, concentração média de 24 horas), essa mesma organização indica que não é possível estabelecer um limite mínimo de concentração de MP, abaixo do qual não ocorrem efeitos nocivos à saúde. Igualmente, mesmo que a concentração média de 24 h medida na RGV não tenha ultrapassado a diretriz da OMS no período investigado, foi identificada

associação entre atendimentos ambulatoriais e hospitalizações de crianças com até 12 anos de idade devido a doenças respiratórias agudas com a concentração de $MP_{2,5}$.

Palavras Chave: Poluição do ar, material particulado, partículas finas, doenças respiratórias.

Abstract

OBJECTIVE: The aim of this work is to investigate the association between fine particles concentration ($PM_{2.5}$) and hospital admissions and outpatients attendances due to acute respiratory diseases in children up to 12-year old residents in Great Vitória Region (GVR), in the State of Espírito Santo, Brazil, during winter (21/06/2013 to 21/09/2013) and summer (21/12/2013 to 19/03/2014) periods.

METHODS: Six portable MiniVol samplers were used to sample fine particles ($PM_{2.5}$) at six sites in the region. Daily data of hospital admissions and outpatients attendances due to acute respiratory diseases (ICD-10) in children up to 12-year old were obtained in three hospitals within the GVR. The Generalized Additive Model (GAM) with Poisson distribution was used to evaluate the association between hospital admissions and outpatients attendances and $PM_{2.5}$ concentration considering the effects of predictor covariables.

RESULTS: The results showed that an increment of $4.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (interquartile interval) in $MP_{2.5}$ concentration causes an increase of 3.9% and 5.6% in the odds of children up to 12 years old contracting respiratory diseases compared to unexposed children considering, respectively, the exposition occurring on the same day and with a lag of seven days of hospital attendance or admission.

CONCLUSION: Although WHO suggests a guidelines for air quality associated with $PM_{2.5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for short term exposure, i.e., 24h - mean concentration), WHO also states that it is not possible to identify a threshold that guarantees no health effects. Similarly, even though the 24h-mean concentration in GVR did not exceeded WHO's guideline for $PM_{2.5}$ during the period investigated in this work, the results have clearly shown that there is an association between $PM_{2.5}$ concentration and hospital admissions and attendance of children up to 12 years old.

Keywords: Air pollution, particulate matter, fine particles, respiratory diseases.

INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica está associada a agravos à saúde humana e à perda de qualidade de vida ¹⁶. Os poluentes atmosféricos dividem-se em duas categorias: gases (O_3 , NO_2 , SO_2 , CO , por exemplo) e material particulado (MP), com diferentes granulometrias e composição química. Esses poluentes têm sido associados a efeitos adversos à saúde, mesmo em baixas concentrações ^{9, 18}, especialmente o MP, considerado como responsável mais direto pelos agravos à saúde relacionados ao sistema respiratório ²⁵. O efeito danoso à saúde humana gerada pelo MP depende tanto de sua concentração no ar inalado como de sua granulometria e composição química. A composição química, granulometria e concentração do MP na atmosfera dependem, principalmente, das suas fontes que podem ser naturais ou antropogênicas (indústrias de transformação, mineração, construção civil, emissões veiculares, etc) e da intensidade da emissão.

O MP é classificado em função do seu diâmetro aerodinâmico, variando desde poucos nanômetros (nm) até $100\ \mu m$ ³. Além das partículas sedimentáveis (PS) que provocam incômodo, os MP inaláveis prejudiciais à saúde são divididos em três grupos: partículas com diâmetro igual ou menor que $10\ \mu m$ (MP_{10}), partículas finas com diâmetro igual ou menor que $2,5\ \mu m$ ($MP_{2,5}$), e partículas ultrafinas, com diâmetro igual ou menor que $0,1\ \mu m$ ^{10, 25}. Os efeitos lesivos do $MP_{2,5}$ ocorrem tanto no curto prazo, pela ação direta nas vias respiratórias, como a longo prazo pois, uma vez inalado, pode alcançar os alvéolos, chegar a circulação sanguínea e atingir outros órgãos, além dos pulmões ⁵. Dessa forma, o $MP_{2,5}$ apresenta potencial risco à saúde mesmo quando em concentrações relativamente baixas na atmosfera, ou seja, mesmo quando sua concentração atmosférica situa-se abaixo dos níveis máximos de tolerância estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelas principais agências de regulação ambiental no mundo ^{25, 15}.

Vários estudos têm demonstrado a associação entre poluição do ar e incidência de doenças respiratórias, cardiovasculares, neurológicas e de diversos tipos de câncer ^{10, 14, 25}. A associação com as doenças respiratórias é, obviamente, mais forte e direta e, neste caso, os grupos mais vulneráveis são as crianças, os idosos e os portadores de doenças respiratórias pré-existentes, principalmente asma, bronquite crônica e doença pulmonar obstrutiva crônica ^{3, 5, 19}. Estudos

epidemiológicos têm procurado quantificar o impacto da concentração de $MP_{2,5}$ e a incidência de eventos mórbidos agudos na tentativa de se buscar níveis mínimos de segurança de exposição^{13,15}. Nesse contexto, o desencadeamento de crises de asma, bronquite e pneumonia tem sido frequentemente associado ao aumento da poluição atmosférica por MP ^{3, 17} como por gases.

Entretanto, a relação entre a concentração do MP na atmosfera e a incidência de doenças ainda apresenta inconsistências, pois a concentração por si só, pode não ser o único motivo de efeitos deletérios à saúde. A presença de algum elemento químico no MP , mesmo que em pequena concentração, pode também estar associada à ocorrência de doenças^{9, 14}. No Brasil, existem poucos estudos relacionando o $MP_{2,5}$ e agravos à saúde humana¹⁷.

Assim, o objetivo principal deste estudo foi determinar a associação entre a concentração de $MP_{2,5}$ na atmosfera e a incidência de eventos respiratórios agudos em crianças de 0 a 12 anos residentes da Região da Grande Vitória (RGV).

MÉTODOS

Foi realizado um estudo ecológico na RGV, Espírito Santo, nos meses de inverno (21 de junho a 21 de setembro de 2013) e verão (21 de dezembro a 19 de março de 2014). Nestes períodos, amostras do $MP_{2,5}$ na atmosfera foram coletadas em seis estações localizadas nos municípios de Serra, Vitória, Vila Velha e Cariacica (região urbana e industrializada), conforme Figura 1. As amostras de $MP_{2,5}$ foram coletadas em dias alternados durante o inverno e o verão, em períodos contínuos de 24 h, com início da medição à zero hora. A concentração do $MP_{2,5}$ na RGV foi determinada pela média aritmética dos dados coletados nas seis estações.

Foram utilizados amostradores portáteis Mini-Vol (Airmetrics – U.S.A) desenvolvidos em conjunto com a U.S.EPA²⁴, também utilizados em outros estudos^{1, 23}. Os filtros para amostragem de $MP_{2,5}$ de diâmetro de 47 mm, e eficiência para retenção de partículas até 0,3 μm , atenderam à norma MB-3422¹ e recomendações do código *40 CFR Part 50 Appendix L*². Os filtros foram acondicionados em

¹ ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) - MB-3422. Agentes químicos no ar - Coleta de aerodispersóide por filtração. 1991.

² CFR (Code of Federal Regulations). **40 CFR Part 50, Appendix L**. 2010. Disponível em: <http://www.gpoaccess.gov/cfr/index.html>

dessecador por 24 horas (20 - 23°C e umidade entre 30% a 40%) para pesagem inicial e quantificação gravimétrica após neutralização de cargas elétricas estáticas²⁴. Para a análise gravimétrica foi utilizada balança analítica (Sartorius - Alemanha) com sensibilidade de 1 µg. A concentração média diária de MP_{2,5} (em µg/m³) foi calculada pela razão entre a massa de MP_{2,5} e o volume total de ar amostrado no Mini-Vol, considerando-se as incertezas médias de pesagem dos filtros brancos de laboratório e de campo^{a, 24}.

As variáveis meteorológicas (temperatura, umidade relativa do ar) foram obtidas da Rede de Meteorologia situada no Aeroporto de Vitória³.

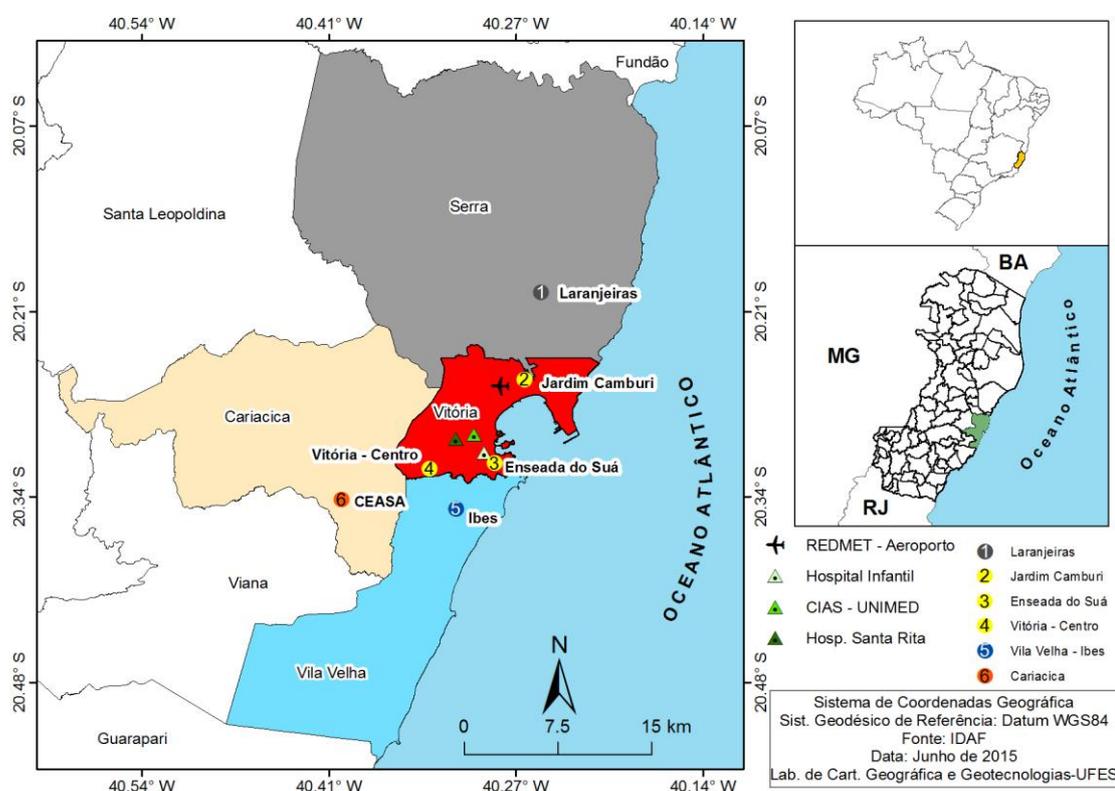


Figura 1 - Localização das estações de amostragem de MP_{2,5} (1 a 6), hospitais e de estação fornecedora dos dados meteorológicos na região de estudo.

Nos períodos de medição do MP_{2,5} foram obtidos os dados de atendimentos de emergência e de hospitalização de crianças de 0 a 12 anos em três Hospitais: Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG), principal pronto-socorro infantil

³ Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica (REDEMET). 2014. Disponível em: http://www.redemet.aer.mil.br/consulta_msg/consulta_de_mensagem.php?ID_REDEMET=kokhcn80hijmpg61eolio0v6

da região, Centro Integrado de Atenção à Saúde e Hospital Santa Rita de Cássia, sendo o primeiro público e os demais privados. Esses hospitais não representam a totalidade dos atendimentos, entretanto, representam uma parcela importante dos atendimentos de urgência/emergência na RGV, principalmente pelo alto volume de atendimento do HINSG que é especializado no atendimento a pacientes pediátricos. Foram considerados como “eventos respiratórios agudos” todos os atendimentos codificados de JJ00 a JJ99 do Código Internacional de Doenças (CID - 10) que incluem doenças das vias aéreas superiores (rinites, sinusites, e faringites) e inferiores (asma, pneumonias, bronquite, bronquiolite e doenças pulmonares obstrutivas). Foram incluídos apenas os atendimentos às crianças com domicílio residencial nos quatro municípios da RGV (Figura 1). O atendimento de um paciente já atendido anteriormente somente foi considerado como novo evento, se o intervalo entre os atendimentos fosse superior a sete dias. Para que um evento fosse inserido na base de dados deste estudo, os seguintes dados deveriam constar no prontuário: nome, endereço residencial da criança, sexo, data de nascimento e diagnóstico. O projeto foi aprovado no Comitê de Ética Profissional (CEP) do Ministério da Saúde (nº CAAE 080 197 12.6.0000.5542) e demais comitês dos hospitais.

Análise dos dados

A associação entre a concentração atmosférica de $MP_{2.5}$ e a incidência diária dos eventos respiratórios agudos foi investigada pelo Modelo Aditivo Generalizado (MAG) com distribuição de Poisson. A utilização do MAG tem sido explorada em outros estudos ^{6, 7, 8, 11}. Foram incluídos no modelo como covariáveis explicativas, além da concentração do $MP_{2.5}$, o período de coleta (inverno/verão), a sazonalidade de curta duração (dias da semana), feriados, sazonalidade de longa duração (número de dias transcorridos) e variáveis meteorológicas (temperatura e umidade relativa do ar) ^{2, 7}. O MAG possibilita a modelagem da relação não linear entre variáveis explicativas e de desfecho incluindo funções paramétricas e não paramétricas a fim de possibilitar o ajuste da curva dos dados. A variável desfecho (hospitalização/atendimento em emergência) corresponde a uma distribuição discreta de probabilidade por se tratar de um processo de contagem de números inteiros não negativos, que segue uma distribuição de Poisson.

Seja $\{Y_t\}$, $t = 1, \dots, N$, uma série temporal de contagem de números inteiros não negativos. A função de densidade condicional de $\{Y_t\}$ dadas às informações passadas (\mathcal{F}_{t-1}), denotada por $\{Y_t|\mathcal{F}_{t-1}\}$, possui uma distribuição de Poisson, com média μ_t , se satisfizer:

$$f(y_t; \mu_t|\mathcal{F}_{t-1}) = \frac{e^{-\mu_t} \mu_t^{y_t}}{y_t!}, \quad t = 1, 2, \dots, N, \quad (1)$$

onde y_t representa hospitalização/atendimento em emergência no momento (dia) t .

Seja $\mathbf{X} = (X_1, X_2, \dots, X_p)$, um vetor de p covariáveis explicativas. A curva que descreve a relação entre Y_t e as covariáveis \mathbf{X} é obtida por meio da transformação logarítmica de μ_t dada pela equação (2).

$$\log(\mu_t) = \alpha + \sum_{j=1}^q \beta_j X_j + \sum_{j=q+1}^p f(X_j), \quad \text{sendo } q \leq p, \quad (2)$$

onde α é o intercepto do modelo; $\beta_j (j=1, \dots, q)$ representam os coeficientes da regressão linear associados à concentração de $MP_{2,5}$ e às covariáveis indicadoras para os dias da semana, feriados, estação do ano (inverno/verão) e $f(X_j)$ são as funções de alisamento *splines* para as variáveis de confusão (temperatura e umidade) e tendência temporal (número de dias transcorridos) ^{17, 22}. A função *spline* permite o controle da dependência não linear entre as covariáveis e a variável de desfecho ^{7, 17}.

O ajuste do MAG foi obtido após análises considerando-se a tendência temporal, sazonalidade, correlação de dados com o tempo por meio da *autocorrelation function* (ACF). Também foram aplicados testes usuais de resíduos e da qualidade do ajuste com utilização do critério de Akaike – AIC.

O risco relativo (RR) é uma medida de ocorrência entre a probabilidade de um evento epidemiológico ⁴ ocorrer dado a exposição a um certo nível do fator de exposição em relação aos que estão acometidos do mesmo evento e não estão expostos ao fator.

Neste estudo RR se refere ao risco do aumento de eventos respiratórios agudos ocorrerem dada a exposição de níveis de concentração de $MP_{2,5}$.

Para o modelo MAG com distribuição de Poisson usual, o RR é expresso pela equação (3).

$$\widehat{RR}(x = k) = e^{(k\widehat{\beta}_1)} \quad \text{com } i = 1, 2, \dots, p \quad (3)$$

Sendo k a variação da concentração do $MP_{2,5}$, aqui considerada pela diferença entre o terceiro e primeiro quartil, e $\hat{\beta}$ o coeficiente estimado pelo MAG.

Em todas as análises estatísticas foi utilizado o nível de significância de 5% e para o processo de modelagem a plataforma R.

RESULTADOS

A Tabela 1 mostra os dados gerais dos eventos respiratórios agudos coletados nos hospitais investigados. Nos dois períodos de coleta (inverno de 2013 e verão 2013/2014) foram registrados 8.987 eventos por doença respiratória aguda em crianças de 0 a 12 anos, sendo que 64% deles ocorreram no período de inverno, com média diária de 58 ± 13 (Dp). No verão, a média de eventos foi de 36 ± 16 eventos/dia. O número de atendimentos foi ligeiramente maior em crianças do sexo masculino nas duas estações. Houve nítida predominância de atendimentos a crianças na faixa etária de 0 a 2 anos sendo que, aproximadamente 95% dos casos não necessitaram de hospitalização.

A Tabela 2 apresenta a estatística descritiva dos eventos, a concentração do $MP_{2,5}$ e as condições meteorológicas na RGV, conforme registros medidos em 92 dias (47 dias no inverno e 45 dias no verão). A média da concentração de $MP_{2,5}$ para todo o período foi de $11,8 \pm 3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com intervalo interquartil de $4,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Os valores de temperatura e umidade estiveram dentro das médias normais climatológicas previstas para o inverno e verão da RGV com valores médios de $22,3^\circ\text{C}$ para temperatura e 78% para umidade relativa. O inverno de 2013 foi mais chuvoso que o normal para o período, o que pode ter contribuído para a redução de MP na atmosfera. No verão, a precipitação foi abaixo da normal climatológica prevista para o período ⁴. Além disso, no verão, a RGV estava sob influência da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) ⁵ e sob menor índice de precipitação pluviométrica, podendo ter prejudicado a dispersão das concentrações de poluentes emitidos.

⁴ INMET - Instituto Nacional de Meteorologia –, 2014. Disponível em: www.inmet.gov.br/

⁵ Climatempo. Disponível em: <http://www.climatempo.com.br/previsao-do-tempo/cidade/84/vitoria-es.>

A Figura 2 mostra a distribuição temporal dos eventos respiratórios de interesse e da concentração de $MP_{2,5}$ no inverno e verão. Observa-se que os eventos tiveram flutuação mais elevada e mais uniforme no inverno conforme Figura 2A. No verão (Figura 2B), observa-se tendência de aumento do número de eventos e baixa flutuação diária no início do período. Destaca-se que no último mês do verão os eventos apresentaram comportamento similar ao inverno. A concentração média teve flutuação elevada, mas relativamente uniforme ao longo do inverno conforme Figura 2C, enquanto no verão (Figura 2D) observa-se tendência de diminuição da concentração de $MP_{2,5}$ e baixa flutuação em quase todo o período. Cabe destacar que em nenhum dos dias a média da concentração ultrapassou o patamar de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, limite máximo de segurança recomendado pela OMS ^{7, 25}.

Tabela 1 - Estatística descritiva de eventos respiratórios agudos em crianças de 0 a 12 anos em três hospitais da RGV e concentração de $MP_{2,5}$ e condições meteorológicas nos períodos de inverno e verão (2013/2014).

Parâmetros	Inverno 2013	Verão 2013/2014
Total de eventos	5.786	3.201
Incidência (eventos/dia)	58 ± 13	36 ± 16
Natureza do evento	N (%)	N (%)
Ambulatorial	5.446 (94%)	3.053 (95%)
Internação	340 (6%)	148 (5%)
Sexo		
Masculino	3.083 (53%)	1.707 (53%)
Feminino	2.703 (47%)	1.494 (47%)
Faixa etária		
0 a 2 anos	3.127 (54%)	2.010 (63%)
3 a 6 anos	1.490 (26%)	891 (28%)
7 a 12 anos	1.169 (20%)	300 (9%)
$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
Média ± dp (mediana)	11,38 ± 3,14 (11,23)	12,24 ± 3,84 (10,54)
1º quartil	8,91	9,64
3º quartil	13,5	13,85
Mínimo-Máximo	5,95 - 19,68	6,68 - 23,19
Temperatura diária (°C)		
Média ± dp (mediana)	23,0 ± 1,6 (22,9)	28,2 ± 1,1 (28,0)
1º quartil	21,7	28,0
3º quartil	24,5	29,0
Mínimo-Máximo	20,0 - 26,1	23,0 - 30,0
Umidade relativa do ar diária (%)		
Média ± dp (mediana)	77 ± 6 (77)	71,27 ± 7,22 (69,00)
1º quartil	73	66
3º quartil	81	74
Mínimo-Máximo	61 - 93	62 - 93

Incidência dada como média ± desvio padrão.

dp= desvio padrão.

Os resultados do ajuste no MAG são mostrados na Figura 3. Observa-se que há grande concordância nas flutuações da série temporal original e da modelada no período de inverno, enquanto a concordância é bem menos evidente no período de verão (Figura 3A). Considerando que alguns dos eventos incluídos neste estudo, como os de natureza infecciosa e alérgica, geralmente ocorrem com defasagem temporal entre o aumento da concentração do poluente e a observação de desfechos, a modelagem foi repetida com defasagem de até seis dias entre a medida do $MP_{2,5}$ e a ocorrência dos eventos. Nesse caso, observou-se que a concordância para o período de inverno não foi tão boa quanto àquela considerando a exposição ao $MP_{2,5}$ no dia corrente. Entretanto, a concordância melhora sensivelmente para o período de verão (Figura 3B). Considerando todo o período investigado, o melhor ajuste ocorreu quando a defasagem temporal testada foi de seis dias. Estudos anteriores também investigaram o efeito da defasagem entre a exposição ao poluente e o evento hospitalar e indicaram que para maiores defasagens há um aumento do risco de associação a efeitos nocivos de curto prazo de doenças agudas^{8, 11, 13}.

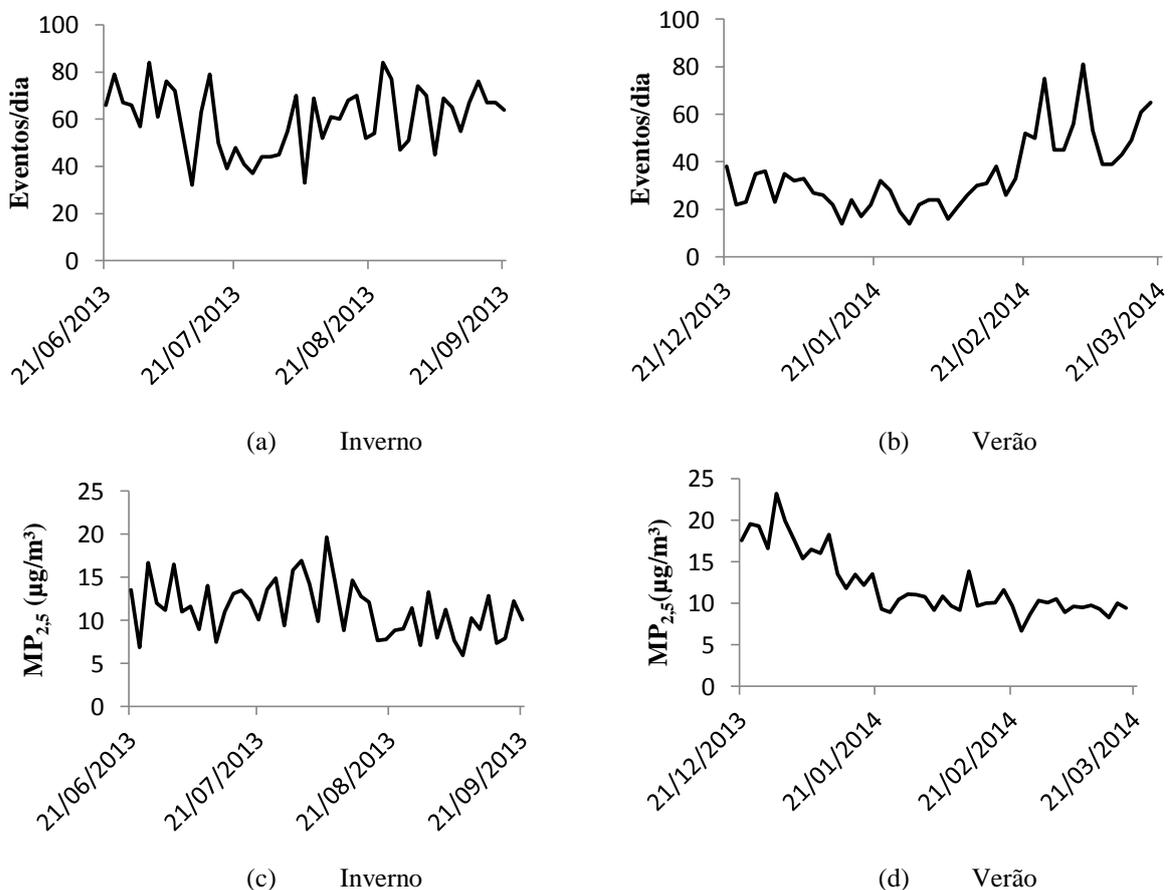


Figura 2 - Séries temporais do número de eventos respiratórios agudos nos períodos de (a) inverno e (b) verão. Séries temporais de concentração de MP_{2,5} nos períodos de (c) inverno e (d).

Na Tabela 2 são apresentados os resultados ajustados no MAG para defasagem de seis dias que resultou numa estimativa do parâmetro ($\hat{\beta}$) de $0,0129 \pm 0,006$.

Foi estimado o RR de 1,038 (IC_{95%} 0,990 - 1,089) e de 1,056 (IC_{95%} 1,003 - 1,111) para cada incremento de 4,25 µg/m³ na concentração do MP_{2,5} na RGV, respectivamente, para exposição no dia corrente e para defasagem de 6 dias entre a exposição e o desfecho. Portanto, crianças de 0 a 12 residentes na RGV sofreram um incremento de cerca de 6% de probabilidade de serem acometidas de episódio agudo de doença respiratória com necessidade de atendimento hospitalar a cada incremento de 4,25 µg/m³ de MP_{2,5} no ar inalado.

Similarmente a outros estudos nos quais o risco de doença em grupos mais vulneráveis foi mais evidente com defasagem temporal entre a exposição e o desfecho ^{11, 22}, também nossos resultados mostraram associação mais forte (dada pelo RR) quando a exposição às partículas mais finas por crianças foram defasadas em relação ao atendimento hospitalar.

Tabela 2 - Coeficientes estimados no MAG considerando defasagem de seis dias entre exposição ao MP_{2,5} e o evento hospitalar.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	2,1490	0,5571	0,0001
Terça	-0,1731	0,0495	0,0005
Quinta	-0,1967	0,0488	0,0001
Sábado	-0,1217	0,0484	0,0120
Feriado1	0,5864	0,0950	0,0000
Inverno	0,8010	0,1017	0,0000
MP _{2,5} lag3	0,0129	0,0061	0,0352

Feriado1= Independência e dia da fundação de Vitória

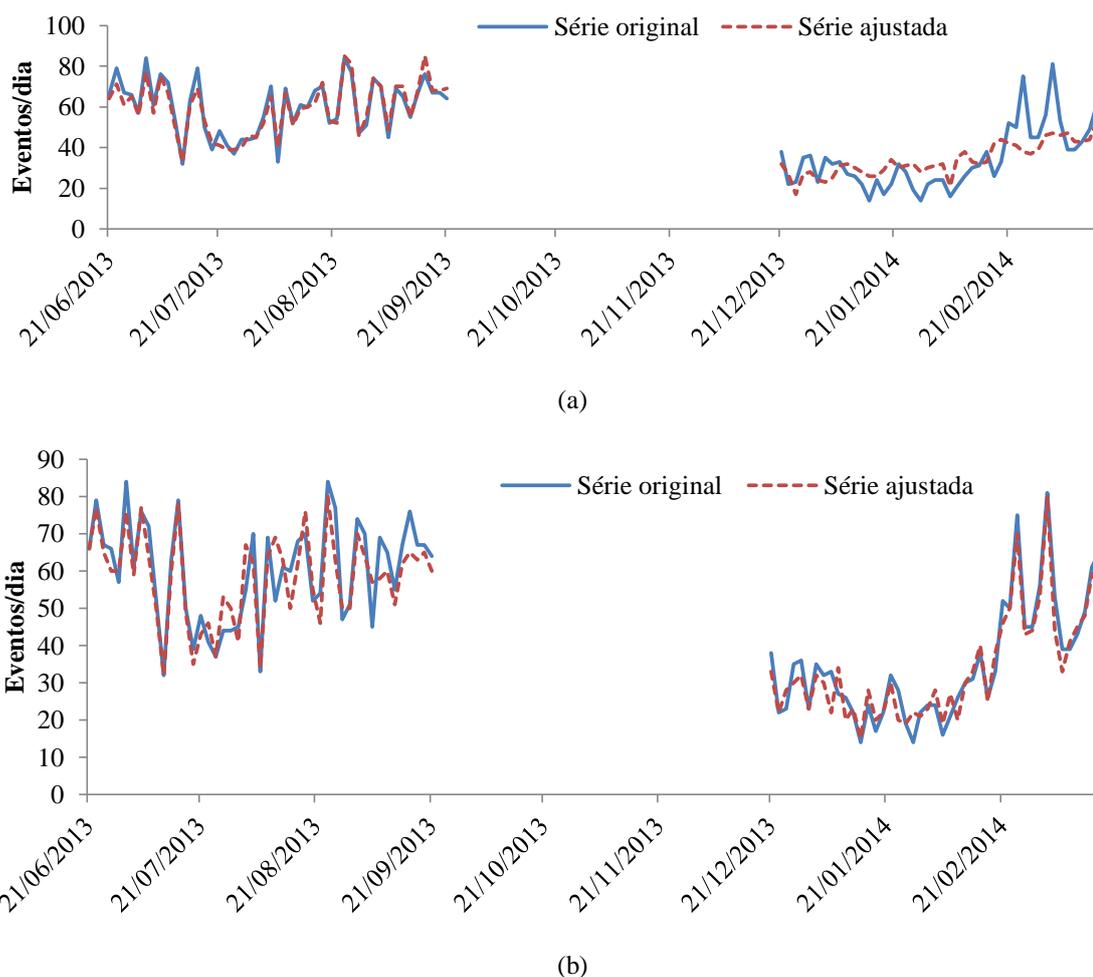


Figura 3 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao poluente (a) no dia corrente e (b) com defasagem de 6 dias.

DISCUSSÃO

Vários estudos têm mostrado que o MP na atmosfera causa efeitos mais significativos em subgrupos populacionais mais vulneráveis, incluindo crianças, principalmente nos primeiros anos de vida, idosos e os portadores de doenças pré-existentes ^{3, 10, 19}. Os resultados deste estudo mostraram para o incremento de 4,25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração do $\text{MP}_{2,5}$ um RR de 1,038 (IC_{95%} 0,990 - 1,089) para exposição no dia corrente e um RR de 1,056 (IC_{95%} 1,003 - 1,111) para defasagem de 6 dias da exposição ao $\text{MP}_{2,5}$ de crianças com até 12 anos serem acometidas por doenças respiratórias agudas, não sendo observadas diferenças significativas entre os sexos.

O contato direto entre o material particulado e o sistema respiratório predispõe à ocorrência de sintomas em curto prazo de tempo. Crianças apresentam o volume

respiratório minuto/peso corporal maior do que adultos, o que contribui para uma exposição maior aos poluentes atmosféricos ^{3, 12}. Outros fatores, como a maior responsividade do epitélio e do músculo liso ao $MP_{2,5}$ também podem contribuir para tornar esta faixa etária mais susceptível aos efeitos da poluição, principalmente as crianças de até dois anos de idade, conforme observado neste estudo. Entretanto, a série de dados levantados é insuficiente para detectar diferentes vulnerabilidades entre as faixas etárias. Estudos adicionais com séries mais longas ou coleta de dados em maior contingente de expostos podem esclarecer esse achado. Para ambas as modelagens, no dia corrente ou no decorrer de seis dias da exposição, as crianças expostas apresentaram um RR de aproximadamente de 4% e 6%, respectivamente. Isto é, houve um aumento de pelo menos 2% do valor do RR estimado por meio do MAG defasado, comparado ao MAG no dia corrente. Outros autores também observaram aumento no número de hospitalizações por doenças respiratórias relacionadas ao incremento de partículas menores que $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ^{8, 11 17}.

Stafoggia et al., (2013) encontraram forte associação no curto prazo entre o incremento $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} e $MP_{2,5}$ com hospitalizações por doenças respiratórias em oito cidades mediterrâneas na Europa. Foi estimada variação de 1,15% (95%; IC: 0,21% - 2,11%) para o MP_{10} e de 1,36% (95%; IC: 0,23% - 2,49%) para $MP_{2,5}$ para exposição no próprio dia e defasagem de 5 dias, respectivamente ²². Outro estudo realizado em Copenhague observou que para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ o RR foi de 1,09 (95%; IC: 1,04 - 1,13) para desfechos por asma em crianças e adolescentes de até 18 anos ¹⁴. Em Córdoba, Argentina, um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} acarretou em crianças menores que 6 anos do sexo masculino um RR de 3,44% (95%; IC: 2,93 - 3,95) e para o feminino, RR de 3,46% (95%; IC: 2,93 - 3,95) no inverno, primavera e outono, enquanto no verão para o sexo masculino o RR foi de 3,21% (95%; IC: 2,85 - 3,88) e para o feminino o RR foi de 3,46% (95%; IC: 2,87 - 3,90) ²

No Brasil, em Piracicaba, foi observada associação entre exposição ao $MP_{2,5}$ e hospitalizações por doenças respiratórias em crianças de até 10 anos de idade, com um RR de 1,008 (95%; IC: 1,001 - 1,0160) no *lag* 1 e de 1,009 (IC: 1,001 - 1,017) no *lag* 3 ⁸. Maior emissão de $MP_{2,5}$ devido à queima de biomassa foi associada com maior prevalência de hospitalizações por doenças respiratórias em crianças de até 4

anos e idosos acima de 65 anos, em 186 municípios de Mato Grosso durante 2004²⁰.

Estudos anteriores na RGV mostraram associação de atendimentos hospitalares por asma em crianças de até seis anos e concentração de MP_{10} na atmosfera⁶. Em outro estudo, também na RGV, para o incremento de $10,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de MP_{10} houve aumento de 3,0% no RR de atendimentos hospitalares por doenças respiratórias em crianças menores que seis anos²¹. Esses resultados, em conjunto, sugerem que o MP mais fino parece ser mais agressivo para o aparelho respiratório de crianças, particularmente para as de menor idade.

Visando minimizar viés induzido de considerar estarem mais sujeitos a riscos de desfechos respiratórios população exposta à poluição atmosférica; considerando apenas grupos de menor situação financeira; optamos também por considerar dados de morbidade de crianças atendidas tanto de hospital público com atendimento de usuários do SUS, como de privado que atendem a população de maior poder aquisitivo. Portanto, pode-se considerar que os atendimentos realizados nesses hospitais refletem as flutuações circadianas na totalidade da população exposta à poluição atmosférica na RGV; decorrente das emissões de $MP_{2,5}$ na região.

A concentração média de 24 h de $MP_{2,5}$ durante todo o período investigado foi de $11,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo, que a concentração média de $MP_{2,5}$ foi um pouco maior no verão provavelmente pela precipitação pluviométrica abaixo do esperado para a média do período^d. No verão, houve períodos em que a RGV estava sob influência da ASAS, o que pode ter contribuído para o aumento da concentração do $MP_{2,5}$, e em outros dias a RGV estava sobre influencia da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS). No período de inverno, por outro lado, o mês de agosto, geralmente bastante seco, foi anormalmente mais chuvoso em 2013. Daí então, a possível inversão dos níveis de concentração que tendem a serem maiores no inverno, mantidas as mesmas emissões.

Apesar de a OMS apresentar diretriz para qualidade do ar associada a $MP_{2,5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposição de curto prazo, ou seja, concentração média de 24 horas), essa mesma entidade indica que não é possível estabelecer um limite mínimo de concentração de MP, abaixo do qual não ocorreriam efeitos nocivos à saúde. De forma clara nosso estudo sinaliza que, mesmo que a concentração média de 24 h do $MP_{2,5}$ não tenha ultrapassado o limite superior de segurança estabelecido

pela OMS, ainda assim foi identificada por um modelo estatístico robusto a associação entre a concentração do $MP_{2,5}$ e a incidência de eventos respiratórios agudos em crianças com necessidade de atendimento hospitalar.

O estudo apresenta limitações por ter sido realizado em prazo curto, ou seja, durante apenas um período de inverno e de verão e com a medida do poluente em dias alternados, dada a indisponibilidade de aparelhos para amostragens diretas contínuas de $MP_{2,5}$. Porém, a utilização dos aparelhos portáteis possibilitou: amostragens em locais sem rede automática de monitoramento da qualidade do ar, sem rede de energia elétrica e também a conservação das amostras para análise futuras.

Os resultados apontam para uma relação significativa entre a concentração do $MP_{2,5}$ e o número de atendimentos hospitalares em crianças abaixo de 12 anos, mesmo com níveis abaixo dos padrões recomendados pela OMS.

Devido à complexidade e à variedade de fontes de MP na RGV, que tem um complexo industrial dentro da área urbana e um aumento crescente da frota veicular, e considerando que o pulmão de crianças tem uma taxa limitada para tratamento metabólico de elementos químicos tóxicos ¹⁷ presentes no MP, faz-se necessário avaliar além da concentração de $MP_{2,5}$, a composição química e a relação dessas variáveis com doenças respiratórias em estudos de longo prazo.

5. AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi possível dada à colaboração do Instituto Estadual de Meio Ambiente, Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória, Centro Integrado de Assistência à Saúde e Hospital Santa Rita de Cássia. .

6.2 Associação de SO₂, MP₁₀, Elementos químicos e Black carbon Presentes em Partículas Finas na Atmosfera Urbana e incidência de Doenças Respiratórias Agudas em Crianças.

Antônio Paula Nascimento^a, Jane Meri Santos^a, José Geraldo Mill^b, Neyval da Costa Reis Jr.^a, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque^{a,d}, Valdério Anselmo Reisen^{a,c}

Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental ^a - UFES; Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva ^b - UFES, Departamento de Estatística Aplicada^c - UFES; Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental^d - UFMG.

Resumo

O objetivo deste estudo é investigar a relação dos poluentes atmosféricos SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} nos desfechos agudos de doenças respiratórias em crianças com idade até 12 anos, residentes em áreas urbanas e industriais e estudar a influência dos elementos químicos inorgânicos e Black Carbon presentes em partículas finas MP_{2,5} nos períodos de inverno e de verão no hemisfério sul. Dados de concentração de SO₂ e MP₁₀ foram obtidos em seis estações da rede automática de monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV). As amostras de MP_{2,5} foram coletadas nas mesmas localidades com amostrador MiniVol pelo período de 24 horas em dias alternados. As amostras de MP_{2,5} foram pesadas em balança de sensibilidade de 1 µm, e a análise de seus constituintes foi realizada por meio da técnica de fluorescência de raio-X por dispersão de energia e pela técnica de refletância. Eventos de atendimentos e internação hospitalar de doenças respiratórias agudas do grupo JJ00-JJ99 do CID-10 foram obtidos em três hospitais (um público e dois privados). Para quantificar a associação dos eventos de doenças respiratórias agudas com a concentração dos poluentes foi aplicado o Modelo Aditivo Generalizado (MAG) com distribuição de Poisson. Os resultados evidenciaram maiores riscos de eventos respiratórios agudos devido à exposição a SO₂ com risco relativo de 1,28 (IC 95%: 1,22 – 1,34) e ao MP₁₀ com risco de 1,14 (IC 95%: 1,09 – 1,20) no dia da exposição (*lag* 0). Com relação às partículas finas, os efeitos da exposição apresentaram maiores evidências de risco de doenças para a defasagem de seis dias da exposição, com risco de 1,05 (IC 95%: 1,01 – 1,10). Os constituintes químicos presentes nas partículas finas com maior risco às doenças respiratórias agudas foram: Si com risco de 1,22 (IC 95%: 1,15 – 1,29), S com risco de 1,09 (IC 95%: 1,06 – 1,12), Ti com risco de 1,09 (IC 95%: 1,01 – 1,17), o BC com risco de 1,07 (IC 95%: 1,03 – 1,11) e em menor intensidade Se com risco de 1,03 (IC 95%: 0,96 – 1,10) e Ni com risco de 1,03 (IC 95%: 0,96 – 1,10).

Palavras-chave: Partículas finas; Partículas inorgânicas; Black carbon; MP₁₀; SO₂; Doenças respiratórias; MAG.

Abstract

The aim of this study is to investigate the of atmospheric pollutants such as SO₂, MP₁₀ and MP_{2.5} in acute outcome of respiratory diseases in 12-year old children living in urban and industrial areas and to ascertain the influence of inorganic elements, as well as elemental carbon present in fine particulate (MP_{2.5}) during Winter and Summer times in the South hemisphere. Data on SO₂ e MP₁₀ concentrations were obtained through measurements made in six stations of the air quality automatic monitoring net placed in the Great Vitoria Metropolitan Region (RMGV). Samples of MP_{2.5} were collected in the same region using the MiniVol sampler during a 24-hour period in alternate days. They were weighted in a scale with 1 µm sensitivity and the analysis of its components was carried out using the energy dispersion X-ray fluorescence technique and by the reflectance technique. Cases of common health care as well as hospital patient admissions due to acute respiratory diseases in CID-10 J00-J99 groups were obtained in three hospitals (one public and two private). All data were obtained during the Winter (from 21/06/2013 to 21/09/2013) and the Summer (from 21/12/2013 to 19/03/2014). To quantify the correlation between acute respiratory diseases to the pollutant concentrations the Generalized Additive Model (GAM) with Poisson distribution was applied. Results have pointed out greater risks of acute respiratory events due to exposure the presence of SO₂, as 1,28 risk (IC 95%: 1,22 – 1,34) and MP₁₀, as 1,14 risk (IC 95%: 1,09 – 1,20), within the day of exposure (*lag* 0). With respect to fine particulate, exposure effects have shown more evident effects after a six-day period from the exposure, with a 1,05 risk (I.C. 95%: 1,01 – 1,10). Chemical components present in fine particulate showing a greater risk of causing acute respiratory diseases were Si – 1, 22 RR (IC 95%: 1,15 – 1,29), S – 1,09 RR (IC 95%: 1,06 – 1,12), Ti – 1,09 RR (IC 95%: 1,01 – 1,17), the Black Carbon (BC) – 1,07 RR (IC 95%: 1,03 – 1,11) for a same day occurrence of exposure and outcome. For outcomes due to a two-day period after exposure, the greatest risk of respiratory diseases in the short term is associated with the presence of Se – 1,1425 RR (IC 95%: 1,0618 – 1,2293) and Ni – 1,10 RR (IC 95%: 1,0244 – 1,1937).

Keywords: Fine particulate, Inorganic particulate; Black Carbon; MP₁₀; SO₂; Respiratory diseases; GAM.

1. Introdução

Desde o famoso episódio em Londres, em 1952, onde houve emissão de grande quantidade de enxofre na atmosfera devido à queima de carvão (Anderson, 2009), o monitoramento do SO₂ na atmosfera tem sido considerado importante para avaliação da qualidade do ar. Vários trabalhos relacionam doenças respiratórias em humanos com a exposição ao SO₂, (Conceição et al., 2001; Gouveia et al., 2003; Luginaah et al., 2005; Segala et al., 2008; Samoli et al., 2011), incluindo crises de asma (Samoli et al., 2011), bronquiolite (Segala et al., 2008) e declínio da função pulmonar para concentrações médias de 24 horas iguais ou superiores a 0,19 ppm (Jacobson et al., 2012). As fontes emissoras de SO₂ podem ser relacionadas à combustão de carvão e produtos petrolíferos, refino de petróleo e fundição de metais não ferrosos. Segundo Yu (2004), o SO₂ na atmosfera pode ainda gerar outras substâncias ácidas, que contribuem para a carcinogênese.

O material particulado (MP) presente na atmosfera é também um poluente associado à doenças respiratórias em humanos e, segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) (WHO, 2006), não existe valor limite de concentração que garanta a ausência de efeitos à saúde. O MP é constituído por partículas sólidas e líquidas em suspensão na atmosfera de tamanho, forma e composição química diversa. As fontes podem ser naturais ou antropogênicas, como *spray* marinho, poeiras da crosta terrestre, queimadas de biomassa, espécies orgânicas biogênicas (flora e fauna), processos industriais e veículos de transporte (Arya, 1999). O MP também pode ser proveniente de fontes secundárias decorrente de transformação gás-partícula na atmosfera e da condensação de vapores provenientes de fontes primárias (Finlayson-pitts e Pitts Jr., 2000; Seinfeld e Pandis, 2006).

Apesar de a literatura científica reportar vários estudos sobre o impacto do MP à saúde, a maior parte desses trabalhos investiga a influência da concentração ou número das partículas de acordo com a granulometria, pois o tamanho das partículas determina o local de sua deposição na árvore respiratória, onde são relativamente insolúveis para o epitélio respiratório (Foster, 1999; Donaldson e MacNee, 2001). Os mecanismos biológicos nocivos e a interatividade de seus componentes com células e órgãos humanos ainda não são totalmente esclarecidos (Harrison e Yin, 2000; Colombini, 2008; Zanobetti et al., 2009; Lippmann e Chen, 2009; Franchini e Mannucci, 2012; Lippmann, 2014). Segundo Harrison e Yin (2000). Essa situação decorre da dúvida quanto à toxicidade das partículas estar mais relacionada com seu tamanho ou com a sua composição química. As diferentes composições químicas do MP, a sinergia entre seus componentes, o tempo de exposição, a dose inalada e o fato de os seres humanos serem expostos, simultaneamente, a diversos outros poluentes atmosféricos tornam mais complexa a identificação dos efetivos agentes responsáveis pelos impactos à saúde. Por exemplo, Zhou et al. (2003), em pesquisa experimental com ratos, não encontraram, isoladamente, efeitos nocivos de Fe e do black carbon (BC) no sistema respiratório. Porém, com a sinergia entre esses dois elementos, os efeitos nocivos foram identificados. A concentração, tamanho e composição química do MP são importantes fatores determinantes dos efeitos nocivos à saúde que podem comprometer a qualidade e o tempo de vida do ser humano (Lanki et al. 2006; Pope; Dockery, 2006; Polichetti, 2009; Tian et al., 2012).

As partículas de moda grossa (com dimensão maior que 2,5 µm e menor ou igual a 10 µm,) são nocivas para o sistema respiratório, pois aumentam, no curto prazo, os eventos respiratórios agudos com origem nas vias aéreas superiores (Kelly e Fussell, 2012). Os efeitos nocivos das partículas finas (MP_{2,5}) ocorrem tanto em curto (efeitos agudos) quanto em longo (efeitos crônicos) prazo devido à ação direta do poluente nas porções mais terminais das vias respiratórias. Seu efeito é considerado mais prejudicial à saúde por poder penetrar até os alvéolos e, inclusive, ser transportadas para a corrente sanguínea atingindo, então, outros órgãos (Brook e Rajagopalan, 2009).

Estudos têm demonstrado efeitos nocivos do MP_{10} (Robert e Martins, 2006; Braga et al., 2007; Tsai et al., 2010), do SO_2 (Gouveia et al.; 2003; Luginaah et al. 2005; Segala et al., 2008; Samoli et al., 2011); do $MP_{2,5}$ (Garçon et al., 2005; Gauderman et al., 2004; Cakmak et al., 2014) e composição química de partículas finas (Gent et al., 2009; Patel et al., 2009; Zanobetti et al., 2009; Bell et al., 2014) com eventos respiratórios mais significativos à saúde humana em subgrupos populacionais mais vulneráveis, idosos e portadores de doenças respiratórias pré-existentes, como asma, bronquite e doença pulmonar obstrutiva crônica e crianças, particularmente recém-nascidos e nos primeiros anos de vida, idosos e portadores de doenças pré-existentes (Saldiva et al., 1995; Zanobetti e Schwartz, 2002; Braga et al., 2007; Arbex et al., 2012). No contato direto entre um elemento químico xenobiótico com a árvore respiratória, os efeitos carcinogênicos ocorrem em prazo mais curto sobre o funcionamento do aparelho respiratório, dado que crianças exibem volume respiratório (minuto/peso corporal) mais elevado que os adultos e, portanto, possuem uma árvore respiratória mais exposta ao poluente (Arbex et al., 2012; Gouveia et al., 2003).

Pesquisas indicam que a exposição aos constituintes químicos do $MP_{2,5}$ pode também produzir efeitos intracelulares que afetariam a saúde humana, levando a alterações de funcionamento do coração e vasos sanguíneos além dos constituintes do aparelho respiratório (Gauderman et al.; 2004; NA e Cocker III; 2005; Zanobetti et al., 2009; Cakmak et al., 2014; Garçon et al., 2005; Dieme et al., 2012; Wilhelm et al., 2007; Quilan, Evans e Gutteridge, 2002; Salnikow, Li e Lippmann, 2004; Fuertes, 2014). O $MP_{2,5}$ pode ainda transportar, em sua superfície, outros agentes nocivos adsorvidos, como substâncias orgânicas e inorgânicas: metais e elementos não metais e seus óxidos, nitratos e sulfatos, compostos orgânicos, material de origem biológica e gases reativos (Yu, 2004; Kampa e Castanas, 2008).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo consistiu em quantificar o efeito da concentração atmosférica dos poluentes SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$, bem como da composição química do $MP_{2,5}$, na incidência de desfechos agudos de doenças respiratórias em crianças com idade até 12 anos.

2. Materiais e Métodos

2.1. Monitoramento de SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$ e das condições meteorológicas.

Os dados de concentração de SO_2 e MP_{10} foram obtidos da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAR) na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), no Estado do Espírito Santo, Brasil. Foram utilizados dados de seis estações de monitoramento localizadas nos municípios de Serra, Vitória, Vila Velha e Cariacica, integrantes da RMGV (Figura 1).

Os monitores da RAMQAR fornecem valores médios horários de concentração. Foram calculadas as médias de 24 h dos poluentes SO_2 e MP_{10} , considerando a primeira hora do dia (média do dia). Foi calculada também a média espacial da concentração medida nas estações de monitoramento.

As variáveis meteorológicas (temperatura e umidade do ar) foram obtidas da Rede de Meteorologia do comando da Aeronáutica situada no Aeroporto de Vitória (REDEMET, 2014) indicado na Figura 1.

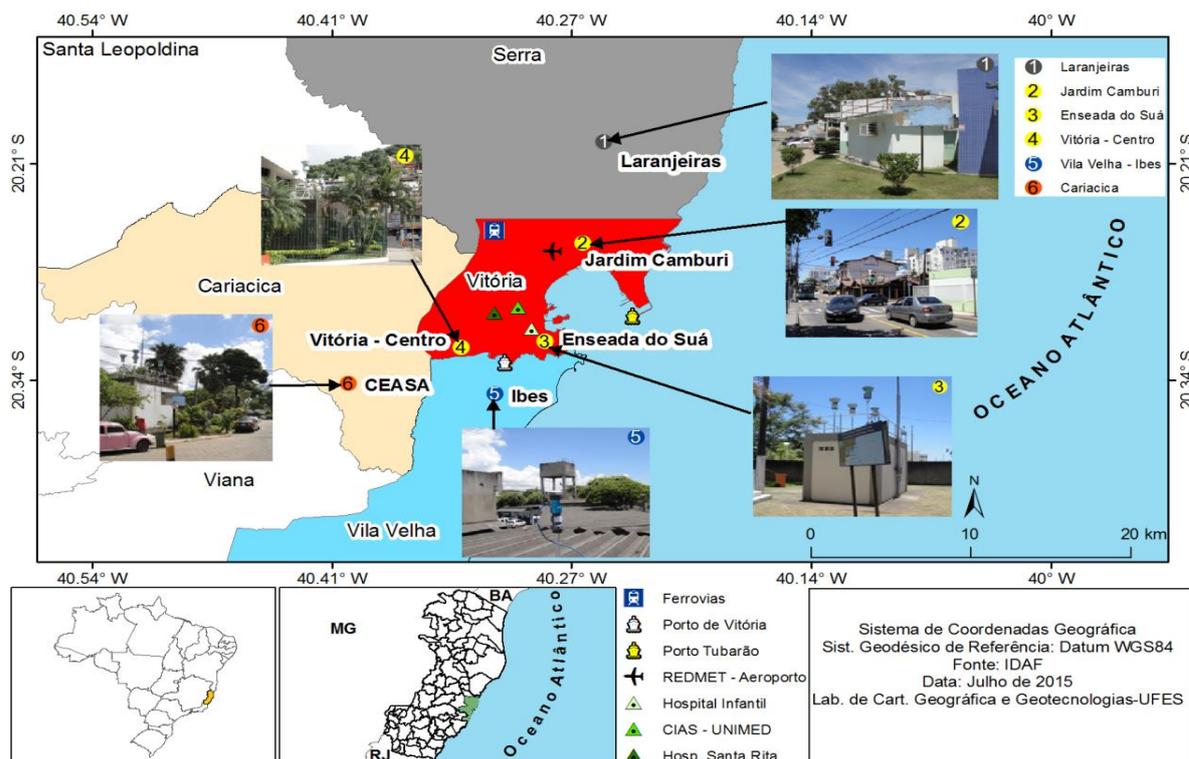


Figura 1 - Localização das estações de monitoramento de SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2.5}$.

A amostragem de $\text{MP}_{2.5}$ foi realizada em dias alternados no período de inverno (de 21/6/2013 a 21/9/2013) e de verão (de 21/12/2013 a 19/03/2014), ao longo do dia, em períodos contínuos de 24 h, com início da medição à zero hora. Foram utilizados amostradores portáteis *MiniVolTactical Air Sampler* (Airmetrics – Oregon, U.S.A) desenvolvidos em conjunto com a USEPA (Airmetrics, 2007) e anteriormente utilizados em outros estudos (Na e Cocker III, 2004; Wang et al., 2006; Weinstein et al., 2010; Albuquerque; Andrade e Ynoue, 2011). Foram empregados filtros de policarbonato com diâmetro de 47 mm, 99,95% de eficiência de retenção para partículas de até $0,3 \mu\text{m}$, de acordo com a norma MB-3422 (ABNT, 1991) e as recomendações do código *40 CFR Part 50 Appendix L* (CRF, 2010). Os filtros foram acondicionados em dessecador por 24 horas ($20\text{-}23^\circ\text{C}$ e umidade entre 30% a 40%) para pesagem inicial e quantificação gravimétrica após neutralização de cargas elétricas estáticas (ABNT, 1991). Para a análise gravimétrica foi utilizada balança analítica (Sartorius - Alemanha) com sensibilidade $1 \mu\text{g}$. A concentração média diária de $\text{MP}_{2.5}$ (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi calculada pela razão entre a massa de $\text{MP}_{2.5}$ e o volume total de ar amostrado no MiniVol (calibrados para condições de temperatura e pressão dos locais de amostragem), considerando-se as incertezas médias de pesagem dos filtros brancos de laboratório e de campo (ABNT, 1991; U. S. EPA, 1998). A concentração do $\text{MP}_{2.5}$ foi determinada pela média aritmética dos dados coletados nas seis estações.

2.2. Caracterização química das partículas finas.

A concentração do Black Carbon (BC) foi obtida em por refletômetro ótico (modelo 43D, *Diffusion Systems Ltd*, Londres, UK), com aplicação de uma curva de calibração para conversão da luz refletida em concentração de BC (WATSON, 2005), desenvolvida no experimento empírico por Loureiro et al. (1994). A concentração dos elementos químicos presentes no $\text{MP}_{2.5}$ foi determinada por espectrometria de fluorescência de raios-X por dispersão de energia, (SHIMADZU – Modelo EDX 700 HS, Tóquio – Japão) pertencente ao Laboratório de Processos Atmosféricos (LAPAt) do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (USP, 2013). Esse

método permite análise simultânea qualitativo-quantitativa de componentes químicos de amostras sólidas, sem danificar as amostras (Richardson Fox e Richardson 1992). Os elementos caracterizados pela análise espectral foram Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Zr, Br e Pb. Os elementos Al, Mg, P, V e Cr, no verão, apresentaram concentração abaixo do limite de detecção. A associação das concentrações dos elementos químicos inorgânicos e do BC com eventos respiratórios somente foi investigada para agentes indicados na literatura como nocivos para desfechos respiratórios em seres humanos (Gent et al., 2009; Ostro et al., 2009; Patel et al., 2009; Zanobetti et al., 2009; Bell et al., 2014) a saber: Na, Al, Si, S, Cl, Ca, Ti, V, Fe, Ni, Zn e Se, além de BC.

2.3. Monitoramento de desfechos respiratórios

Nos mesmos períodos de monitoramento dos poluentes foram obtidos dados referentes aos atendimentos ambulatoriais no setor de urgência/emergência e às internações realizadas por doença respiratória aguda em crianças de 0 a 12 anos de idade, em três hospitais da RMGV: Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG), principal pronto-socorro infantil da região, Centro Integrado de Atenção à Saúde e Hospital Santa Rita de Cássia, sendo o primeiro uma instituição pública e os demais, empresas privadas. Os atendimentos realizados nesses hospitais refletem as flutuações na totalidade da população exposta à poluição atmosférica na RMGV.

Foram considerados como “eventos respiratórios agudos” para fins deste estudo todos os atendimentos realizados na população alvo, codificados de JJ00 a JJ99 (Capítulo X do Código Internacional de Doenças - CID-10). Nesses códigos estão incluídas doenças das vias aéreas superiores (rinites, sinusites e faringites) e inferiores (asma, pneumonias, bronquite, bronquiolite e doenças pulmonares obstrutivas). Foram incluídos neste trabalho apenas os atendimentos à crianças residentes nas áreas de abrangência das estações de monitoramento mostradas na Figura 2. O atendimento de paciente somente foi considerado como novo evento, se o intervalo entre atendimentos fosse superior a 7 dias, no caso de paciente já atendido anteriormente.

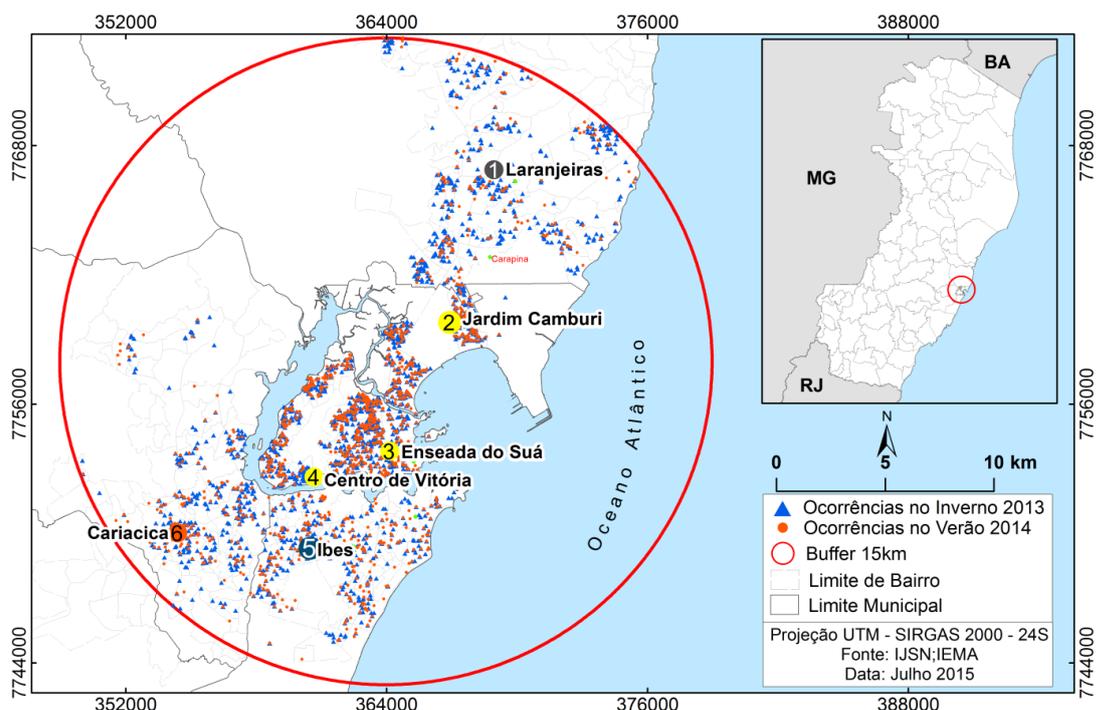


Figura 2 - Localização das residências dos pacientes relacionados às ocorrências de desfechos respiratórios e regiões de abrangência das estações de monitoramento dos poluentes.

2.4. Análise dos dados

2.4.1. Modelo Aditivo Generalizado (MAG)

O MAG com distribuição de Poisson (HASTIE e TIBSHIRANI, 1986) é adequado para investigar a relação temporal entre o número de eventos respiratórios agudos na população alvo e a concentração dos poluentes na atmosfera (NORRIS et al., 1999; OSTRO et al., 2009). Como esta relação; pode ser influenciada por variáveis de confundimento como estação do ano (inverno/verão), sazonalidade de curta duração (variáveis indicadoras para dias da semana e feriados), ao comportamento de longa duração e às variáveis meteorológicas (temperatura e umidade); procedemos a ajustes no modelo. (PEARCE et al., 2011; AMARILLO e CARRERAS, 2012). Por meio do modelo MAG, o número de atendimentos/internações hospitalares pode ser explicado como uma sequência de variáveis aleatórias independentes Poisson com média μ_t , conforme equação (1).

$$\log(\mu_t) = \alpha + \sum_{j=1}^q \beta_j X_j + \sum_{j=q+1}^p f(X_j), \text{ sendo } q \leq p, \quad (1)$$

em que α é o intercepto do modelo, β_j ($j = 1, \dots, q$) representa o coeficiente de regressão linear que mede o efeito do componente químico X_i no desfecho, assumindo-se que os demais constituintes químicos permanecem fixos, e $f(X_i)$ representa as funções suavizadoras *splines* para as variáveis meteorológicas de confundimento, temperatura, umidade e comportamento de longa duração (representado pelo número de dias transcorridos entre o dia da medida da exposição e a data do início do estudo).

Os resultados deste trabalho são expressos por meio do risco relativo (RR) que é uma medida da probabilidade de um evento epidemiológico (eventos respiratórios agudos) ocorrer dado a exposição a certo nível do agente causador (concentração de poluentes) em relação aos que estão acometidos do mesmo evento e não estão expostos ao agente. Vários autores utilizaram o RR para indicação da associação entre poluentes e eventos de mortalidade e morbidade em humanos (CONCEIÇÃO, SALDIVA e SINGER, 2001; ZANOBETTI et al., 2009; AMARILLO e CARRERAS, 2012; BELL et al., 2014).

3. Resultados e Discussão

3.1. Estatística descritiva dos dados de concentração

Na Tabela 1 são mostradas as médias de 24 horas e desvios padrão das concentrações de SO_2 , MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$, BC e dos elementos químicos presentes no $\text{MP}_{2,5}$. A média de 24 h da concentração de MP_{10} para todo o período amostrado foi de 25,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que não ultrapassou a diretriz da OMS de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e o padrão do CONAMA (BRASIL, 1993) de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Com relação ao SO_2 , a concentração média de 24 h do período foi de 10,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A concentração do SO_2 ultrapassou a diretriz da OMS (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), no inverno, quatorze vezes na Enseada do Suá, com valor máximo de 38,80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e seis vezes em Cariacica, com valor máximo de 35,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No verão, ocorreram dez ultrapassagens de concentração na Enseada do Suá, com valor máximo de 38,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nove vezes no Centro de Vitória, com concentração máxima de 38,78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e três vezes no Ibes, com concentração máxima de 38,78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Apesar de atender o padrão do CONAMA de 365/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (padrão primário/secundário), padrões do CONAMA (1990), que encontra-se bastante defasado em relação às normas internacionais. A RMGV apresenta uma das maiores concentrações de SO_2 dentre as cidades brasileiras com

monitoramento de SO_2 conforme indicadores de desenvolvimento ambiental (IBGE, 2008), que pode ser decorrente de emissões industriais de parque minero-siderúrgico implantado à N-NE da RMGV e atividades de logística, como embarcações marítimas de pesca e de cargas.

O $\text{MP}_{2,5}$ apresentou concentração média de 24 h na RMGV de $11,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que não ultrapassou a diretriz da OMS de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h do $\text{MP}_{2,5}$. Porém, houve ultrapassagens da concentração em relação à diretriz da OMS em duas localidades. No inverno, uma vez nas localidades de Jardim Camburi e Cariacica, com concentração de 29,3 e $28,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. No verão, essas mesmas localidades também apresentaram as maiores concentrações acima das diretrizes da OMS; quatro vezes em Jardim Camburi, com máxima de $32,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e duas vezes em Cariacica com máxima de $29,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Não há na legislação federal brasileira padrão para concentração de $\text{MP}_{2,5}$. Entretanto, padrões para o $\text{MP}_{2,5}$ foram estabelecidos por legislação dos Estados do Espírito Santo por meio do Decreto 3463-R (ESPÍRITO SANTO, 2013) e São Paulo (SÃO PAULO, 2013), que estabeleceram metas iniciais de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, objetivando atingir meta final de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estabelecida pela OMS.

Tabela 1 - Estatística descritiva da concentração de MP₁₀, SO₂, MP_{2,5} e principais constituintes das partículas finas.

Parâmetros	Inverno 2013	Verão 2013/2014
MP₁₀ (µg/m³)		
Média (dp)	27,8 (5,9)	23,2 (4,3)
1º quartil - 3º quartil	24,4 – 32,3	20,7 – 25,4
Mínimo-Máximo	12,4 – 37,5	10,5 – 31,9
SO₂ (µg/m³)		
Média (dp)	9,7 ± 5,5 (10,3)	11,63 (3,44)
1º quartil - 3º quartil	4,5 – 14,9	8,8 – 13,3
Mínimo-Máximo	2,8 – 20,8	5,86 – 21,9
MP_{2,5} (µg/m³)		
Média (dp)	11,4 (3,14)	12,24 (3,84)
1º quartil - 3º quartil	8,9 – 13,5	9,6 – 13,8
Mínimo-Máximo	5,9 – 19,7	6,7 – 23,2
BC		
Média (dp)	1,09 (0,54)	0,72 (0,21)
1º quartil - 3º quartil	0,63 – 1,40	0,59 – 0,81
Mínimo-Máximo	0,42 – 2,47	0,38 – 1,41
Si		
Média (dp)	0,26 (0,13)	0,11 (0,05)
1º quartil - 3º quartil	0,14 – 0,33	0,08 – 0,13
Mínimo-Máximo	0,06 – 0,58	0,03 – 0,28
S		
Média (dp)	1,19 (0,70)	0,65 (0,24)
1º quartil - 3º quartil	0,72 – 1,42	0,51 – 0,68
Mínimo-Máximo	0,46 – 3,94	0,43 – 1,39
Ti		
Média (dp)	0,024 (0,007)	0,011 (0,004)
1º quartil - 3º quartil	0,018 – 0,029	0,008 – 0,012
Mínimo-Máximo	0,012 – 0,041	0,004 – 0,021
Ni		
Média (dp)	0,038 (0,010)	0,014 (0,003)
1º quartil - 3º quartil	0,031 – 0,042	0,013 – 0,015
Mínimo-Máximo	0,027 – 0,072	0,011 – 0,028
Se		
Média (dp)	0,027 (0,007)	0,009 (0,002)
1º quartil - 3º quartil	0,023 – 0,028	0,009 – 0,010
Mínimo-Máximo	0,019 – 0,049	0,008 – 0,017

Incidência dada como média e desvio padrão. (dp) = desvio padrão.

A Figura 3 mostra o comportamento temporal das flutuações de concentração do SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$. As concentrações de MP_{10} , SO_2 e $\text{MP}_{2,5}$ foram estatisticamente similares tanto no inverno como no verão. Concentrações de SO_2 e $\text{MP}_{2,5}$ foram maiores no inverno, enquanto de MP_{10} no verão. No período de inverno, o mês de agosto, geralmente bastante seco, foi anormalmente mais chuvoso em 2013, enquanto a precipitação pluviométrica foi abaixo da média esperada para o período de verão. Embora, tanto no inverno como no verão a direção predominante dos ventos tenha sido N-NE; no período de inverno; foi verificada a presença de ventos do quadrante S-SO que podem ter contribuído para a influência de diferentes fontes de emissões locais (GOYAL et al., 2006) com predominância de diferentes poluentes nos dois períodos investigados. Esses fatos podem explicar a inversão dos níveis de concentração que normalmente seriam maiores no inverno devido à menor capacidade dispersiva da atmosfera nessa estação do ano.

Resultados de estudos anteriores realizados na região (CONTI et al., 2009) evidenciaram a identificação de elementos químicos similares com os encontrados no presente estudo por localidade de amostragem; prevalecendo principalmente a existência de Fe, Cl, BC, Ca, S, Al, Mn, K, Cu, Ti e Zn no PTS; Si, Fe, Al, BC, Ca, Mg, K, Cl, Na, Ti, S e P nas partículas sedimentadas e Cl, Fe, Na, BC, Ca, Al, S, Si, K, Cu, Mg, Ti, K, Mn e Zn no MP_{10} . No presente estudo, prevaleceram, em todos os locais de coleta de $\text{MP}_{2,5}$ a presença de BC, Na, S, Cl, Si, K, Fe, Mg, Al e Ca, tanto no inverno como verão. A Figura 4 mostra o comportamento temporal somente dos componentes químicos que apresentaram riscos em eventos respiratórios neste trabalho (BC, Si, S, Ti, Ni e Se).

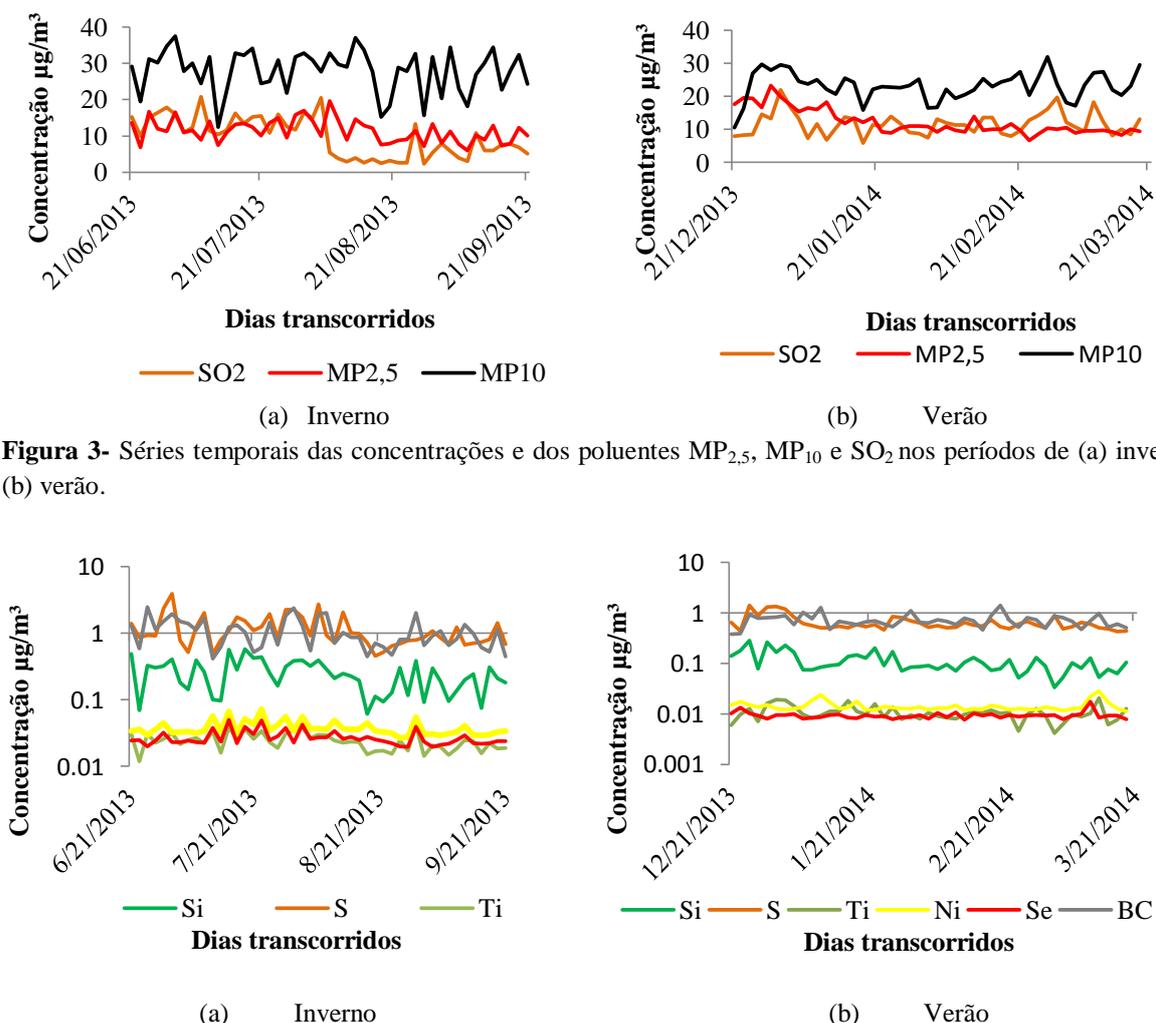


Figura 4 - Séries temporais das concentrações e dos elementos químicos nos períodos de (a) inverno e (b) verão.

3.2. Desfechos respiratórios e condições meteorológicas

Na Tabela 2 são mostrados os dados dos desfechos respiratórios agudos registrados nos três hospitais no mesmo período do monitoramento dos poluentes atmosféricos, além das condições meteorológicas (temperatura e umidade relativa do ar). Nos dois períodos de amostragem foram registrados 8.987 eventos de doenças respiratórias agudas em crianças de 0 a 12 anos, sendo 64% deles no inverno. A média de 58 eventos/dia diminuiu para 36 eventos/dia no verão. Nas duas estações, o número de atendimentos foi ligeiramente maior em crianças do sexo masculino. Houve nítida predominância de atendimentos à crianças na faixa etária de 0 a 2 anos, seguida da faixa de 3 a 4 anos. Conforme já previsto, aproximadamente 95% de todos os atendimentos foram ambulatoriais.

Tabela 2 - Estatística descritiva de eventos respiratórios agudos em crianças de 0 a 12 anos em três hospitais da RGV e dos parâmetros meteorológicos nos períodos de inverno (2013) e verão (2013/2014).

Parâmetros	Inverno 2013	Verão 2013/2014
Total de eventos	5.786	3.201
Incidência (eventos/dia)	58 (13)	36 (16)
Natureza do evento		
Ambulatorial	5.446 (94%)	3.053 (95%)
Internação	340 (6%)	148 (5%)
Sexo		
Masculino	3.083 (53%)	1.707 (53%)
Feminino	2.703 (47%)	1.494 (47%)
Faixa etária		
0 a 2 anos	3.127 (54%)	2.010 (63%)
3 a 6 anos	1.490 (26%)	891 (28%)
7 a 12 anos	1.169 (20%)	300 (9%)
Temperatura diária (°C)		
Média (dp)	23,1 (1,7)	28,2 (1,1)
1º quartil - 3º quartil	21,7 – 24,5	28,0 – 29,0
Mínimo-Máximo	20,0 – 26,1	23,0 – 30,0
Umidade relativa do ar (%)		
Média (dp)	77 (6)	71 (7)
1º quartil - 3º quartil	73 – 81	66 – 74
Mínimo-Máximo	61 – 92	62 – 93

Incidência dada como média ± desvio padrão. (dp) = desvio padrão.

Na Figura 5, verifica-se que no início do período de coleta de verão (ocorrida no final do mês de dezembro) até meados do mês de fevereiro houve comportamento de queda nos níveis de desfechos respiratórios agudos, retornando a patamares similares ao período de inverno a partir de meados de fevereiro, após o final do período de férias de verão e início das atividades escolares. Dentre os 3.487 atendimentos no inverno, 589 atendimentos foram na vizinhança da estação de Jardim Camburi, 530 na vizinhança da estação da Enseada do Suá e 486 em Vitória - Centro. No verão, houve 2.017 desfechos respiratórios, sendo 299 na Enseada do Suá, 298 em Vitória - Centro e 261 em Jardim Camburi.

Os valores de temperatura e umidade estiveram dentro da média das normais climatológicas para o inverno e verão da região, com valores médios de 22,3°C para temperatura e 78% para umidade relativa.

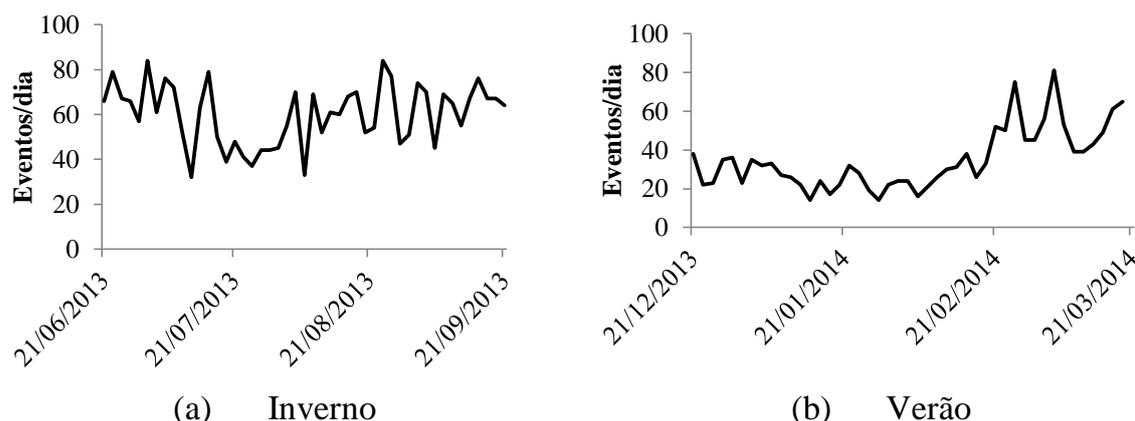


Figura 5 - Séries temporais do número de eventos respiratórios agudos nos períodos de (a) inverno e (b) verão.

3.3. Ajustes do MAG e cálculo do risco relativo

A Tabela 3 apresenta os valores estimados para os riscos relativos, com base no incremento do intervalo interquartil, no *lag* mais representativo para cada poluente para coeficientes β com nível de significância superior a 5%. Os modelos ajustados se mostraram adequados tanto no inverno quanto no verão, sendo que os resíduos gerados não evidenciam presença de fortes autocorrelações, além de mostrarem tendência de normalidade. Foram somente significativas as estimativas de coeficientes dos ajustes (SO_2 no *Lag* 0, MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ no *Lag* 0 e *Lag* 6 e para os elementos químicos BC, Si, S e Ti no *Lag* 0; além do Ni e Se no *Lag* 0 e *Lag* 2). A Figura 6 mostra os riscos relativos estimados correspondentes à exposição aos poluentes no próprio dia do desfecho e com defasagens de dois e seis dias, conforme valores de RR mostrados na Tabela 3.

O SO_2 aumentou o RR com doença respiratória aguda em crianças, no mesmo dia da exposição em 28 % (RR = 1,28; IC 95% = 1,22 – 1,34). Nossos dados corroboram outros estudos realizados em outras áreas urbanas. Assim, Luginaah et al., (2005) em estudo em Ontario (Canadá), mostraram que para um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 houve um aumento de 11% no *Lag* 0 em internações por doenças respiratórias durante o período de 1995 a 2000 em grupo de risco constituído de crianças entre 0 a 14 anos. Wang e Pham (2011) encontraram RR de 1,0176 (95% IC, 1,01-1,02) para o SO_2 associado com mortalidade diária em Seul, na Coreia do Sul, no período de 01/06/1999 a 31/11/2002. De acordo com Segala et al., (2008) o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o SO_2 foi associado com 6% (IC 95%; 3% - 9%) nos atendimentos de emergência por bronquiolite em crianças menores de três anos, em Paris de 1997 a 2001. Um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 ocasionou um acréscimo no RR de 5,98% (IC 95%; 0,88 - 11,33) no número de atendimento por asma em crianças no grupo entre 0 e 4 anos de idade em Atenas (Grécia) (SAMOLI, et al. 2011).

Foi encontrada associação significativa de eventos respiratórios e o MP_{10} no mesmo dia e com defasagem de seis dias da exposição ao poluente. Observa-se que MP_{10} representa maior risco no dia da exposição com RR de 1,14 (IC 95%: 1,09 – 1,20) em relação à defasagem de seis dias, com risco de 1,05 (95%: 1,01 – 1,10). Esse resultado pode ser explicado em virtude das partículas grossas alojarem-se nas vias superiores do sistema respiratório e promoverem efeito em curto prazo. BRAGA et al., (2007), para o incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} , encontraram aumento de RR de 4% (IC 95% 2,2 – 5,80) no *Lag* 0 e no *Lag* 1, para atendimentos respiratórios em crianças menores que 13 anos; e acréscimo de 12% (IC 95%; 8,5 – 15,5) no *lag* 3, para atendimentos respiratórios em adolescentes entre 13 e 19 anos em Itabira, Minas Gerais - Brasil. Um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} foi associado com 4% de aumento do RR (IC 95%; 2% - 7%) no número de atendimentos de emergência por bronquite em crianças menores de três anos em Paris (Segala et al., 2008).

Ao contrário do MP_{10} , as partículas finas provocaram maior risco para eventos respiratórios com defasagem de seis dias da exposição, apresentando risco de 1,06 (IC 90%: 1,00 – 1,11), pois, devido ao seu tamanho, podem atingir as vias respiratórias inferiores e ainda serem transferidas para corrente sanguínea via alvéolos. Segundo Cançado et al. (2006), o incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de $MP_{2,5}$ promoveu o aumento de 21,4% nas internações de crianças menores de 13 anos e idosos com idade superior a 64 anos e o incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração do MP_{10} causou o aumento de 31,03%, nas internações por causas respiratórias de crianças e idosos na cidade de Araraquara no período entre abril de 1997 e março de 1998. O $MP_{2,5}$ e MP_{10} foram analisados quanto a sua constituição química e foi identificada a presença das espécies elementares Se, Si, Al, Mn e K.

Dentre os constituintes químicos do $MP_{2,5}$ relacionados com doenças respiratórias, no período da amostragem, apresentaram maior risco no mesmo dia da exposição o BC, com risco de 1,07 (IC 95%: 1,03 – 1,11); o Si, com risco de 1,22 (IC 95%: 1,15 – 1,29); o S, com risco de 1,09 (IC 95%: 1,061 – 1,12) e o Ti com risco de 1,09 (IC 95%: 1,01 – 1,17); enquanto o maior risco de sintomas com defasagem de dois dias, ocorreu para o Ni com risco de 1,03 (IC 95%: 0,96 – 1,20) e Se com risco de 1,03 (IC 95%: 0,96 – 1,10).

A literatura científica investigada identificou a associação de doenças respiratórias com os constituintes químicos encontrados no $MP_{2,5}$ na RMGV. Por exemplo, de acordo com Bell et al. (2014), o incremento de $1,71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do intervalo interquartil de poeira de vias foi associado com risco de 3,47% (IC 95%: 2,03 - 4,94%) de internações respiratórias no mesmo dia, sendo mais prejudicial o BC e Ca presentes no $MP_{2,5}$. Segala et al. (2008) identificaram que o incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de fumaça negra foi associado ao aumento de 3% com defasagem de quatro dias nos atendimentos de emergência por bronquiolite em crianças até três anos na cidade de Paris no período entre 1997 a 2001. NA e COCKER III (2005) identificaram que o BC pode facilmente penetrar nas vias aéreas inferiores e pulmões, com efeitos nocivos para a saúde, como o agravamento de doenças pulmonares e cardiovasculares, enquanto, Keuken et al., (2011) associaram o BC à mortalidade e indicaram que a redução da sua concentração na atmosfera da cidade de Roterdã resultou em ganho médio de 12 meses na expectativa de vida da população. Em geral, o BC tem como fontes predominantes de emissão a combustão incompleta de combustíveis fósseis em veículos e indústrias e de queima de biomassa e representam parte considerável da massa de partículas finas. (WATSON, 2005; GODOY et al., 2008; ALBUQUERQUE et al., 2012; ZHOU et al., 2013). Conforme Wilhelm et al., (2007), o incremento de Ni associado com o Cr tem se manifestado em sintomas de alergia, asma e doenças atópicas de crianças moradoras próximas de fonte industrial. A inalação do Ni está associada a problemas inflamatórios (SALNIKOW, LI e LIPPMANN, 2014), a eventos de asma (KRANTZ e DOREVITCH, 2004) e a hospitalização por causas respiratórias (BELL et al., 2014). O Ni tem sido associado também ao risco de câncer (KAKKAR e JAFFERY, 2005; HU et al., 2012; TIAN et al., 2012). O Ti tem sido associado a danos oxidativos (DI PIETRO, et al., 2009) e a hospitalização por causas respiratórias (BELL et al., 2014). O Si também tem sido associado a hospitalização por causas respiratórias (BELL et al., 2014). Os constituintes químicos BC, Ni, Si e Ti, além de Al, Ca, Cl e V foram associados a hospitalizações respiratórias em idosos acima de 65 anos nas cidades de Connecticut e Massachusetts. (SALDIVA et al., 2002).

Tabela 3 - Riscos relativos de doenças agudas respiratórias relacionadas aos poluentes atmosféricos (MP₁₀, SO₂ e MP_{2,5} e seus constituintes químicos).

Poluente	Lag	$\hat{\beta}$	K - Intervalo Interquartilico	\widehat{RR}	IC _{95%}	
MP ₁₀	0	0,0172 ± 0,0032	7,67	1,1409	1,0877	1,1976
MP ₁₀	6	0,0068 ± 0,0029	7,67	1,0535	1,0086	1,1004
SO ₂	0	0,0408 ± 0,0039	6,03	1,2790	1,2216	1,3393
MP _{2,5}	0	0,0089 ± 0,0057	4,25	1,0385	0,9506	1,0897
MP _{2,5}	6	0,0129 ± 0,0061	4,25	1,0563	1,0038	1,1120
BC	0	0,1325 ± 0,0391	0,48	1,0659	1,0275	1,1071
Si	0	1,1201 ± 0,1707	0,17	1,2164	1,1473	1,2897
S	0	0,1853 ± 0,0286	0,48	1,0931	1,0640	1,1230
Ti	0	6,3233 ± 2,7326	0,01	1,0911	1,0134	1,1745
Ni	0	1,2109 ± 1,6720	0,02	1,0255	0,9579	1,0978
Ni	2	4,8348 ± 1,8764	0,02	1,1057	1,0244	1,1937
Se	0	2,0069 ± 2,2997	0,02	1,0311	0,9625	1,1048
Se	2	8,7026 ± 2,4427	0,02	1,1422	1,0618	1,2293

Neste estudo, os elementos Na, Cl, Ca, Fe e Zn não apresentaram efeitos estatisticamente significativos (ao nível de significância de 5%) com despechos, embora outros estudos epidemiológicos relacionem esses mesmos elementos com doenças respiratórias, cardíacas dentre outras. (Weinberg, 1990; Fuertes et al., 2014). Por exemplo, Gehring et al. (2015) encontraram associação da incidência de asma e prevalência de sintomas de asma e rinite com zinco em MP₁₀; e sensibilização alérgica com ferro em MP₁₀. em despechos respiratórios em crianças até a idade de 11-12 anos em estudo prospectivo de coorte.

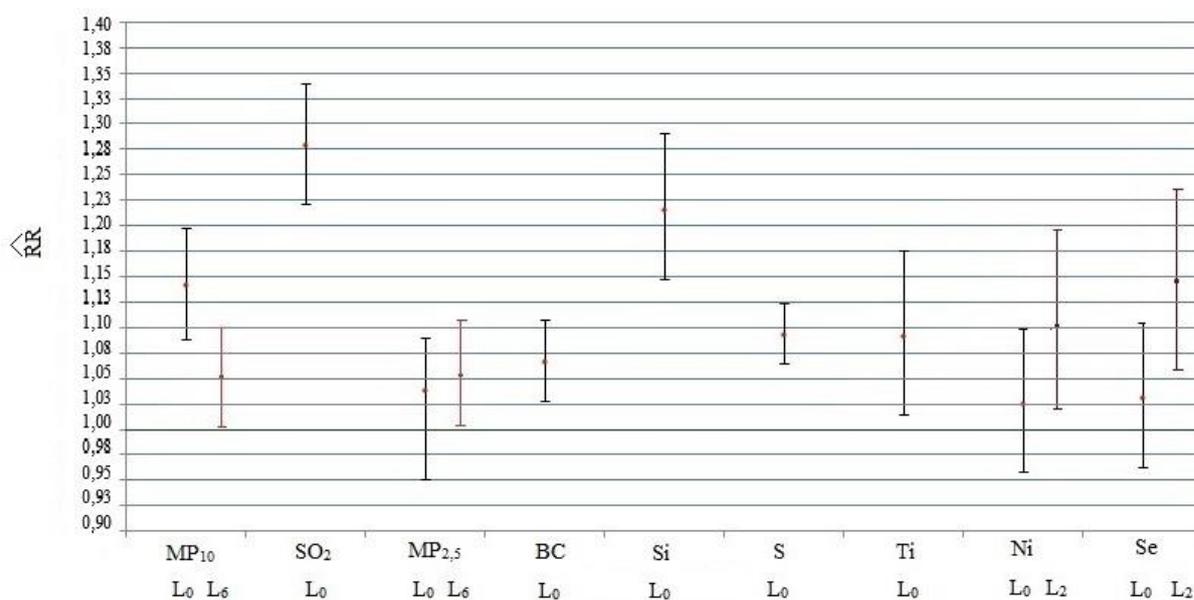


Figura 6 - Risco relativo estimado para a exposição aos poluentes no Lag 0, lag 2 e no Lag 6.

4. Conclusões

Este artigo avaliou a associação entre os poluentes SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e seus constituintes químicos e eventos respiratórios agudos em crianças de até 12 anos residentes em região urbana e industrializada. O maior risco significativo encontrado para a RMGV foi associado ao incremento de $6,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 que produz risco de 1,28 (IC 95% 1,22 – 1,34) relativo ao mesmo dia da exposição seguido do incremento de $7,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do MP_{10} que promove risco de 1,14 (IC 95% 1,09 – 1,20) também relativo ao mesmo dia. Finalmente, o incremento de $4,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$ na atmosfera determina risco na incidência de eventos respiratórios agudos de 1,056 (IC 95% 1,00-1,11) relativos ao efeito cumulativo de seis dias de exposição. Com relação aos elementos químicos presentes nas partículas finas no período do estudo, constatou-se que ocorreram os seguintes riscos relativos considerando a exposição no mesmo dia da ocorrência do evento hospitalar: um incremento de $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Si causa risco de 1,22 (IC 95% 1,15 – 1,29); um incremento de $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de S promove risco de, 1,09 (IC 95% 1,06 – 1,12); um incremento de $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Ti produz risco de 1,09 (IC 95%: 1,01 – 1,17) e um incremento de $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de BC ocasiona risco de 1,07 (IC 95% 1,03 – 1,11). Considerando defasagem de dois dias entre a exposição e o evento hospitalar: um incremento de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Se apresenta risco de 1,03 (IC 95% 1,14 – 1,22) e um incremento de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Ni ocasiona risco de 1,11 (IC 95% 1,02 – 1,19). Os elementos Na, Cl, Ca, Fe e Zn não apresentaram efeitos estatisticamente significativos (ao nível de significância de 5%).

Pesquisas adicionais de cunho ecológico com períodos de amostragem mais longos são necessárias para investigar efeitos crônicos de longo prazo na saúde humana decorrente da composição elementar das partículas finas na região de estudo.

5 Agradecimentos

A elaboração desta pesquisa foi possível dada à colaboração do Instituto de Astronomia, Geofísica e de Ciências Atmosféricas (IAG) da USP, do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG), Centro Integrado de Assistência à Saúde (CIAS/UNIMED) e Hospital Santa Rita de Cássia (HSRC) a quem agradecemos.

7. CONCLUSÕES

Esta tese teve como objetivo principal avaliar a influência do SO_2 , do MP_{10} e do $\text{MP}_{2,5}$ (seus elementos químicos) e *do black carbon*, na prevalência de morbidades agudas associadas ao sistema respiratório, no curto prazo em crianças com até 12 anos de idade. Para alcançar o objetivo proposto, foi realizada uma densa revisão da literatura, para identificar trabalhos que relacionassem os efeitos do SO_2 , MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$ e de seus elementos químicos relacionados à eventos respiratórios em curto prazo (agudos) em acordo com o Código Internacional de Doenças (CID-10), grupo (JJ00-JJ99).

Por meio da quantificação de desfechos respiratórios obtidos em três hospitais na RMGV, da quantificação dos poluentes MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$ e SO_2 e da caracterização química das partículas finas, foi possível determinar o risco epidemiológico dos referidos poluentes atmosféricos nas morbidades

respiratórias. Para efetuar a associação entre poluente e eventos respiratórios foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado com distribuição de Poisson, por ser a variável de interesse, dados de contagem.

Com os resultados obtidos, foi possível avaliar a concentração de SO_2 , MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ na região de estudo e comparar com as diretrizes da OMS, que são mais restritivas para minimizar o impacto dos citados poluentes para a saúde humana, mesmo levando em consideração não haver limite mínimo de exposição de concentração que elimine riscos de doenças, tanto no curto quanto longo prazo.

Os indivíduos do grupo de risco estudado (crianças com até 12 anos), mais susceptíveis aos desfechos respiratórios, são residentes em um dos municípios da região de estudo e estão sob exposição aos poluentes atmosféricos. Os resultados obtidos evidenciaram o aumento efetivo do risco de morbidades respiratórias no curto prazo. Observou-se que as crianças com até dois anos de idade são mais susceptíveis à ocorrência dos desfechos respiratórios, seguido da faixa de 3 a 4 anos, havendo incidência semelhante entre crianças dos gêneros feminino e masculino. Observou-se, também, que o maior contingente de crianças com prevalência de efeitos respiratórios são moradores da cidade de Vitória (capital do Estado do Espírito Santo), onde estão situados os hospitais.

Foi verificado que o MP_{10} tem ação no próprio dia da exposição com RR de 1,14 (IC 95% 1,09 – 1,20) para aumento de $7,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} . Os sintomas respiratórios devido à ação do SO_2 também ocorreram no mesmo dia da exposição. Para um incremento de $6,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 há RR de 1,27 (IC 95%: 1,22 – 1,34) de desfechos respiratórios. Entretanto, as partículas finas têm ação com defasagem de seis dias da exposição e o incremento de $4,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $\text{MP}_{2,5}$ determina risco de eventos respiratórios agudos de 1,06 (IC 95%: 1,00-1,11). Com relação aos elementos químicos presentes nas partículas finas, o maior risco ocorre no próprio dia da exposição: i) um incremento de $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Si promove risco de 1,22 (IC 95% 1,15 – 1,29); ii) um incremento de $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de S ocasiona risco de 1,09 (IC 95% 1,06 – 1,12); iii) um incremento de $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Ti, produz risco de 1,09 (IC 95% 1,01 – 1,17) e iv) um incremento de $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de BC causa risco de 1,07 (IC 95%: 1,03 – 1,11). Considerando uma defasagem de dois dias, houve maior risco do Ni e Se. Para um incremento de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Se ocorreu risco de 1,03 (IC 95% 1,14 – 1,22) e para um incremento de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Ni, risco de 1,11 (IC 95%: 1,02 – 1,19).

Não obstante neste trabalho não ter havido associação significativa com outros elementos; entre os quais se destacam metais pesados identificados como Cr, V, Cu, Zn e Pb e outros metais como Al, Ca e Fe, atuando isoladamente ou em sinergia, não é possível afirmar que não há efeitos nos desfechos respiratórios pelas combinações entre os mesmos. Dentre os elementos químicos investigados neste trabalho com risco significativo para os desfechos e com efetiva ação xenobiótica, encontra-se o Ni, que tem seu padrão de qualidade do ar recomendado por normas da União Europeia, dentre outros elementos. A ação tóxica de elementos presentes no $\text{MP}_{2,5}$ tem sido considerada como importante mecanismo do estresse oxidativo na árvore respiratória pela qual as partículas contribuem para os efeitos adversos à saúde.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Pesquisas adicionais de cunho ecológico com períodos de amostragem mais longos são necessárias para produzir resultados mais robustos com o modelo aditivo generalizado e para investigar efeitos de longo prazo na saúde humana.

A série temporal de dados de concentração dos poluentes e eventos hospitalares não foi suficiente para avaliar o impacto nos diferentes bairros que constituem a RMGV. Assim, sugere-se: ampliar o grupo de risco investigado considerando adultos e idosos e/ou o número de clínicas e hospitais participantes do estudo.

Considerando a grande quantidade de substâncias químicas presentes nas partículas finas, sugere-se, também, o uso de outras técnicas analíticas para a caracterização do material particulado a fim de identificar os compostos químicos presentes nas partículas ao invés de elementos químicos.

Considerando, ainda, o sinergismo entre os poluentes atmosféricos reportado na literatura, é necessário o uso de outras técnicas estatísticas que permitam a análise conjunta de elementos ou compostos químicos ou poluentes que estejam correlacionados.

Considerando que as partículas finas são marcadoras de outros desfechos de doenças na população em geral; mormente cardiovascular; sugere-se estudos na região para avaliar seu impacto e de seus constituintes em grupos de risco com doenças cardiovasculares e de doenças crônicas de longo prazo.

8 AGRADECIMENTOS

A elaboração desta pesquisa foi possível dada à colaboração do Instituto de Astronomia, Geofísica e de Ciências Atmosféricas (IAG) da USP, do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), Hospital Infantil Nossa Senhora da Glória (HINSG), Centro Integrado de Assistência à Saúde (CIAS/UNIMED) e Hospital Santa Rita de Cássia (HSRC) a quem agradecemos.

9. REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - MB-3422. Agentes químicos no ar - Coleta de aerodispersóides por filtração. 1991.

AIRMETRICS. **MiniVol Portable Air Sampler. Operation Manual. Oregon – United States.** Manual Version 5.0b - June, 2007. Disponível em: <<http://www.Airmetrics.com>

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F, editors. **Second International Symposium on Information Theory.** Budapest, p. 267- 281. 1973.

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 de 2003. Dissertação de Mestrado, IAG – USP. 2005.

¹ALBUQUERQUE, T. T. A; ANDRADE, M. F; YNOUE, R. Y. Characterization of atmospheric aerosols in the city of São Paulo, Brazil: comparisons between polluted and unpolluted periods. **Environ Monit Assess.** 2011.

ALMEIDA, M. A. **Modelo Aditivo Generalizado (MAG) no estudo da relação entre o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias e a qualidade do ar.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2006.

ALVES, R. C. M. Circulação Atmosférica. Em: MORAES, O. L. L. (org.). **Meteorologia e Poluição Atmosférica: Teoria, experimentos e Simulação.** Santa Maria. FACOS-UFSM. 240 p. 2010.

²AMARILLO, A. C; CARRERAS, H. A. The effect of airborne particles and weather conditions on pediatric respiratory infections in Cordoba, Argentine. **Environmental Pollution.** 170, p. 217 – 221, 2012.

AMERICAN LUNG ASSOCIATION. **State of the Air,** 2008. Disponível em: http://lungaction.org/reports/sota05_heffects3a.html.

ANDERSON, R. H. Health Effects of Air Pollution Episodes. **St George's Hospital Medical School.** Londres, 1999.

ANDRADE, M. F; MIRANDA, R. M.; FORNARO, A, KERR. A.; OYAMA, B., ANDRE, P. A., SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Qual Atmos Health**. 5:79–88. 2012.

³ARBEX, M.A; PAULA SANTOS, U; MARTINS, L.C; SALDIVA, P. H. N; PEREIRA, L. A. A; BRAGA, A. L. F. A poluição do ar e o sistema respiratório. **J Bras Pneumol**. 38(5):643-655, 2012.

ARYA, S. P. **Air Pollution Meteorology and Dispersion**. Oxford.: Oxford University Press, 1999.

ATKINSON, R. W; ANDERSON, H. R; SUNYER, J. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from the APHEA2 study. **Am J Respir Crit Care Med**, 2001.

⁴BAKONYI, S. M. C; OLIVEIRA, I. M. D; MARTINS, L. C; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista de Saúde Pública**. 2004, 38 (5) : 695 – 700.

BALMES, J.R; FINE, J. M; SHEPPARD, D. Symptomatic bronchoconstriction after short-term inhalation of sulfur dioxide. **Am. Rev. Respir**, 1987.

BARBOSA, C. G. **O Modelo Aditivo Generalizado e a Técnica de *Bootstrap***: Uma associação entre o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias e a qualidade do ar. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2009.

BAXTER, L. A; FINCH, S. J; LIPFERT, F. W; YU, Q. Comparing Estimates of the Effects of Air Pollution on Human Mortality Obtained Using Different Regression Methodologies. **Risk Analysis**, Vol. 17, No. 3, 1997.

BELL, M. L.; EBISU, K; LEADERER, B. P.; GENT, J. F.; LEE, H.J.; KOUTRAKIS, P.; WANG, Y.; DOMINICI, F.; PENG, R.D. Associations of PM_{2.5} Constituents and Sources with Hospital Admissions: Analysis of Four Counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for Persons ≥ 65 Years of Age. **Environmental Health Perspectives**. volume 122; number 2; February, 2014.

BLOCK, M. L; CALDERON-GARCIDUENAS, L. Air pollution has been implicated as a chronic source of neuroinflammation and reactive oxygen species (ROS) that produce neuropathology and

Central nervous system (CNS) disease. Stroke incidence and Alzheimer's and Parkinson's disease pathology are linked to air pollution. **Trends in Neurosciences**. Vol.32 No. 9, 2009.

BOUBEL, R. W; FOX, D. L; TURNER, D. B; STERN, A. C. **Fundamental of Air Pollution**. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 1994.

BRAGA, A.L; SALDIVA, P.H; PEREIRA, L.A; MENEZES, J. J; CONCEIÇÃO, G. M; LIN, C. A. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo, Brazil. **Pediatr Pulmonol**, 2001.

⁵BRAGA, A. L.; PEREIRA, L.A; PROCÓPIO, M; ANDRÉ, P. A. de; SALDIVA, P.H.N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. Rio de Janeiro: **Cad. Saúde Pública**, 2007.

BRASIL, Ministério de Meio Ambiente. Resolução N° 003, de 28 de junho 1990. Estabelece padrões de qualidade do ar as concentrações e de poluentes atmosféricos. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF: Seção I, p. 15.937 - 15.939, de 28 de agosto de 1990.

BRASIL. Qualidade do Ar e Efeitos na Saúde da População do Município do Rio de Janeiro. Relatório de Conclusão/ [Ministério do Meio Ambiente], Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos, Instituto de Medicina Social/UERJ; Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana/ENSP/FIOCRUZ – Rio de Janeiro: Ministério do Meio Ambiente, 2005.138p.

BROOK, R. D; FRANKLIN,B; CASCIO, W; HONG, Y; HOWARD, G; LIPSETT, M. Air pollution and cardiovascular disease: a statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention science of the American Heart Association. **Circulation**, 2004.

BROOK, R. D.; RAJAGOPALAN, S. Pariculate matter, air pollution, and blood pressure. **Journal of the American of Hypertension**. 3 (5) . 332 – 350, 2010.

BRUNEKREEF, B; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **Lancet**, 2002.

CAKMAK, S; DALES, R; KAURI, L. M; MAHMUD, M; RYSWYK, K. V; VANOS, J; LIU, L; KUMARATHASAN, P; THOMSON, E; VINCENT, R; WEICHENTHAL, S. Metal composition of fine particulate air pollution and acute changes in cardiorespiratory physiology. **Environmental Pollution**. 189 208 e 214, 2014.

CALDERÓN-GARCIDUENAS, L.; D'ANGIULLI, A; KULESZA, R. J; TORRES-JARDÓN, R; OSNAYA, N; ROMERO, L; KEEFE, S; HERRITT, L; BROOKS, D. M; AVILA-RAMIREZ, J; DELGADO-CHÁVEZ, R; MEDINA-CORTINA, H; GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, L. O. Air pollution is associated with brainstem auditory nuclei pathology and delayed brainstem auditory evoked potentials. **International Journal of Developmental Neuroscience**, 2011.

CANÇADO, J. E; SALDIVA, P. H. N; PEREIRA, L. A; LARA, L. B; ARTAXO, P; MARTINELLI, L. A; ARBEX, M. A; ZANOBETTI, A; BRAGA, A.L. F. The impact of sugar cane-burning emission on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, 2006.

CASTANHO, A.; ARTAXO, P. Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study. **Atmospheric Environment**. v. 35, p. 4889-4902, 2001.

⁶CASTRO, H. A.; HACON, S; ARGENTO, R; JUNGER, W. L; MELLO, C. F; CASTIGLIONI Jr, N; et al. Air Pollution and Respiratory disease in the Municipality of Vitória, Espírito Santo State, Brazil. Rio de Janeiro: **Cad. Saúde Pública**. 2007; v. 23.

CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; DIAS, M. A. F.; JUSTI, M. G. A. **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo, Oficina de Textos, 2008.

⁷CESAR, A. C. G; NASCIMENTO, L. F. C; CARVALHO Jr, J. A. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. Ver. Saúde Pública. 2013; 47(6): 1209 – 12.

CHEN, R., CHU, C., TAN, J., CAO, J., SONG, W., XU, X., JIANG, C., MA, W., YANG, C., CHEN, B. Ambient air pollution and hospital admission in shanghai, china. *Journal of hazardous materials*, 181(1-3):234_240. 2010.

CODE OF FEDERAL REGULATIONS 2010. **40 CFR Part . Appendix J**. Disponível em: <http://www.gpoaccess.gov/cfr/index.html>.

COHEN, A. J; ROSS, A. H; OSTRO, B; PANDEY, K. D; KRYZANOWISKI, M; KUNZAIL, N.. The global burden of disease due to outdoor air pollution. **J Toxicology Environ Health**, 2005.

COLOMBINI, M. P. Air pollution and its impact on the cardiovascular system. **Einstein**. 2008; 6 (2):221-6.

⁸CONCEIÇÃO, G., SALDIVA, P., E SINGER, J. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbimortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Rev. bras. epidemiol**, 4 (3):206_219. 2001.

CONTI, M. M; MENEGUSSI, L. R.; REIS Jr., N. C.; SANTOS, J. M.; SILVA, F. J.; SCANDIAN, C. Chemical and morphological characterization of dustfall (dry deposition) in Vitória – ES. Brazil. European Aerosol Conference. Kalsruhe. 2009.

⁹CURTIS, L. Adverse health effects of outdoor air pollutants. **Environment International**, 2006.

DICKEY, J. H. **Air pollution: overview of sources and health effects**, 2000.

DIEME, D; CABRAL-NDIOR, M. C; GARÇON, G.; VERDIN, A; BILLET, S; CAZIER, F; COURCOT, D; DIOUF, A; SHIRALI, P. Relationship between physicochemical characterization and toxicity of fine particulate matter (PM2.5) collected in Dakar city (Senegal). **Environmental Research**. 113. (2012) 1–13

DI PIETRO, A.; VISALLI, G.; MUNAÓ, F; BALUCE, B.; LA MAESTRAS, S.; PRIMERANO, P.; CORIGLIANO, F.; De FLORA, S. Oxidative damage in human epithelial alveolar cells exposed in vitro to oil fly ash transition metals. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. 212, 196-208.

DOCKERY, D. W; SCHWARTZ, J.S. Air pollution and daily mortality: associations with particulates and acid aerosols. **Environ Res**.59(2):362-73, 1992.

¹⁰DOCKERY, D.W; POPE, C. A; XU, X; SPENGLER, J. D; WARE, J. H; FAY, M. E; FERRIS, B. G; SPEIZER, F. E. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. **The New England Journal of Medicine**, v. 329, p. 1753 – 1759, 1993.

DONALDSON, K; MACNEE, W. Potential mechanisms of adverse pulmonary and cardiovascular effects of particulate air pollution (MP10). **Int . J Hyg Environ Health**. 203, p. 411–5, 2001.

EILSTEIN. D. Exposition prolongée à la pollution atmosphérique et mortalité par pathologies respiratoires. **Revue Française de Allergologie**, 2010.

ESPÍRITO SANTO, Secretaria Estadual de Meio Ambiente. Decreto 3463 – R, de 17 de dezembro de 2013. Estabelece novos padrões da qualidade do ar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**. Vitória – ES: 17 de dezembro de 2013.

EUROPEAN COMMISSION. 2014. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>

FENG, Y; CHEN, Y; GUO, H; ZHI, G; XIONG, S; LI, J; SHENG, G; FU, J. Characteristics of organic and elemental carbon in PM_{2,5} samples in Shanghai, China. **Atmospheric Research**, 2009.

FILLEUL, L; RONDEAU, V; VANDENTORRE, S; MOUAL, N L; CANTAGREL, A; ANNESI-MASEANO, I. Twenty-five years mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. **J Occup Environ Health Perspect**, p. 453 – 460, 2005.

FINLAYSON-PITTS, B. J; PITTS JR, J.N. **chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. Theory, Experiments, and applications**. San Diego: Academic Press, 2000.

FOSTER, W. M. Deposition and Clearance of Inhaled Particles. **Air Pollution and health**. Academic Press, 1999.

FRANCHINI, M; MANNUCCI, P. P. Air pollution and cardiovascular disease. **Thombosis Research**. 129, p. 230 – 234, 2012.

FREITAS, P. F. **Epidemiologia Ocupacional**. Universidade Federal de Santa Catarina. Apostila. Cap. III, 1990.

FRIEDMAN, J. Multivariate adaptive regression splines. **The annals of statistics**, p1 – 67. 1991.

FUERTES, E; MACINTYRE, E; AGIUS, R; BEELEN, R; BRUNEKREEF. B; BUCCI, S; et al. Associations between particulate matter elements and early-life pneumonia in seven birth cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. **Int. Journal of Hygiene and Env. Health**.(2014).

GARÇON, G; DAGHER, Z; ZERIMECH, F; LEDOUX, F; COURCOT,D; ABOUKAIS, A; PUSKARIC, E; SHIRALI, P. Dunkerque City air pollution particulate matter-induced cytotoxicity, oxidative stress and in Inflammation in human epithelial lung cells (L132) in culture. **Toxicology in Vitro**. 20 (2006) 519–528.

GAUDERMAN, W. J.; AVOL, E.; GILLILAND, F.; VORA, H.; THOMAS, D.; BERHANE, K.; et al. The Effect of Air Pollution on Lung Development from 10 to 18 Years of Age. **The new Eng. journal of medicine**. 2004; sep, 9.

GEHRING, U.; BEELEN, R.; EEFTENS, M.; HOEK, G.; HOOGH, K.; JONGSTE, J. C.; KEUKEN, M.; KOPPELMAN, G. H.; MELIEFSTE, K.; OLDENWENING, M.; POSTMA, D. S.; ROSSEM, L.; WANG, M.; SMIT, H. A.; BRUNEKREEF, B. Particulate Matter Composition and Respiratory Health. The PIAMA Birth Cohort Study. **Epidemiology** - Volume 26, Number 3, May, 2015.

GENT, J.F.; KOUTRAKIS, P.; BELANGER, K.; TRICHE, E.; Holford, T. R.; Bracken, M. B.; LEADERER, B. P. Symptoms and Medication Use in Children with Asthma and Traffic-Related Sources of Fine Particle Pollution. **Environmental Health Perspectives**. volume 117 | number 7. July 2009 Environmental Health Perspectives.

GODOY, M. L. D. P.; GODOY, J. M.; ROLDÃO, L. A.; SOLURI, D. S.; DONAGEMMA, R.A. Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. **Atmospheric Environment**. 43 (2009) 2366–2374.

GOYAL, P.; CHAN, A. T.; JAISWAL, N. Statistical models for the prediction of respirable suspended particulate matter in urban cities. **Atmospheric Env.** . 2006; 40, 2068–2077.

¹¹GOUVEIA, G.; AZEVEDO, G.; MENDONÇA, S.; LEON, A. P.; CORREIA, J. E. M.; JUNGER, W. L.; FREITAS, C. DAUMAS, R. P.; MARTINS, L. C.; GIUSSEPE, L.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; MANERICH, A.; CUNHA-CRUZ, J. U. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**. Volume 12 - Nº 1 - jan/mar de 2003.

GOUVEIA, N. Health effects of ambient air pollution. **Anais**. 2nd Conference of the Brazilian Association for **Aerosol Research**, Rio de Janeiro, 2011.

GRANT, L. D.; SHOAF, C. R.; DAVIS, J. M. United States and International Approaches to Establishing Air Standards and Guidelines. In: HOLGATE, S. T.; SAMET, J. M.; KOREN, H. S.; MAYNARD, R. L. (Ed.). **Air Pollution and health**. San Diego: Academic Press, 1999.

GYAN, K; HENRY, W; LUCIELLE, S; LALOO, A; LAMSEE-EBANKE, C; McKAY, R. African dust clouds are associated with increased pediatric asthma accident and emergency admission on the Caribbean island of Trinidad. **Biometeorol.** 2005.

HARRISON, R. M; YIN, J. Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? **The Science of the Total Environment**, 2000.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Generalized Additive Models. **Statistical Science**. Vol 1, Nº 3, 297 – 318, 1986.

HEAL, R. M; KUMAR, P; HARRISON, R. M. Particles, air quality, policy and health. **Chem. Soc. Rev.** 41, p. 6606 – 6630, 2012.

¹²HEINRICH, J; SLAMA, R. Fine particles, a major threat to children. **Int. J. Hyg. Environ. Health.** 2007; 210, 617–622.

HOLGATE, S; KOREN, H; SAMET, J; MAYNARD, R. Air Pollution and Health. **Elsevier Press.** 1999.

HORIBA TECHNICAL REPORTS. Air Pollution Monitoring Systems. AP – 360 Series. (1997). Disponível em: <http://www.horiba.com/uploads/media/RE01-06-029.pdf>

HU, X.; ZHANG, Y.; DING, Z.; WANG, T.; LIAN, H.; SUN, Y.; WU, J. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China. **Atmospheric Environment** 57 (2012) 146e152.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/default_2008.shtm

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Disponível em: <http://www.Censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=32&dados=0>

IEMA – INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Relatório da qualidade do ar – Grande Vitória 2013. Disponível em < [http://www.meioambiente.es.gov.br/download/Relat%C3%B3rio Anual de Qualidade do Ar 2013.pdf](http://www.meioambiente.es.gov.br/download/Relat%C3%B3rio%20Anual%20de%20Qualidade%20do%20Ar%202013.pdf).

IJSN - Instituto Jones dos Santos Neves. 2008. Disponível em: <http://www.ijsn.es.gov.br/>

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia –, 2014. Disponível em: www.inmet.gov.br/

International Atomic Energy Agency (IAEA), disponível em <<http://www.iaea.or.at/>> (IAEA, 2015).

¹³ ISKANDAR, A; ANDERSEN, Z. J; BONNELYKKE, K; ELLERMANN, T; ANDERSEN, K, K; BISGAARD, H. Coarse and fine particles but not ultrafine particles in urban air trigger hospital admission for asthma in children. *THORAX*. 2012; 67: 252 – 257.

JACOBSON, L. S. V.; HACON, S. S.; CASTRO, H. A.; IGNOTTI, E.; ARTAXO, P.; PONCE DE LEON, A. C. M. Association between fine particulate matter and the peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian subequatorial Amazon: A panel study. *Environmental Research*. 117 (2012) 27–35.

JACOBSON, M. Z. **Atmospheric Pollution. History, Science, and Regulation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

JARUP, L. Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull*, 2003.

JUNGER, W. Análise, imputação de dados e interfaces computacionais em estudos de séries temporais epidemiológicas; Analysis, data input and computer interfaces in epidemiological series studies. **Tese de Doutorado**. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Medicina Social. (2008).

KAGAWA, J. Evaluation of biological significance of nitrogen oxides exposure. *Tokai J. Exp. Clin. Med*, 1985.

KAKKAR, P.; JAFFERY, F. N. Biological markers for metal toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 19 (2005) 335–349.

¹⁴KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, 2008.

KAN, H; STEPHANIE, J; LONDON, S. J; CHEN, G; ZHANG, Y; SONG, G; ZHAO, N; JIANG, L; CHEN, B. Differentiating the effects of fine and coarse particles on daily mortality in Shanghai, China. **Environment International**. 33, p. 376–384, 2007.

¹⁵KAPPOS, A. D; BRUCKMANNB, P; EIKMANNNC, T; Norbert ENGLERTD, N; HEINRICHE, U; HÖPPE, P; KOCHG, E; KRAUSEB, G.H. M; KREYLINGH, W. G; RAUCHFUSSB, K; ROMBOUTI, P; SCHULZ-KLEMPJ, V; THIELK, W. R; WICHMANNL, H-E. Health Effects of Particles in Ambient Air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 207, p. 399-407, 2004.

¹⁶KELLY, F. J; FUSSELL, J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environment**. 2012.

KERR, A. S. **Métodos e Técnicas de caracterização elementar com amostras de material particulado fino por meio do processo de fluorescência de Raios X – EDX**. Informação pessoal. (2014).

KEUKEN, M.; ZANDVELD, P.; ELSHOUT, S; JANSSEN, N. A. H; HOEK, G. Air quality and health impact of MP10 and EC in the city of Rotterdam, the Netherlands in 1985e2008. **Atmospheric Environment** 45 (2011) 5294 e 5301.

KODAVANTI, U. P.; COSTA. D. L. MADDEN, M. C.; GALLAGHER, J. E. **Biomarkers of Exposure**. In: HOLGATE, S. T; SAMET, J. M; KOREN, H. S; MAYNARD, R. L. (Ed.). **Air Pollution and health**. San Diego: Academic Press, 1999.

KOSTRZEWA, A; FILLEUL, L; EILSTEIN, D; HARRABI, I; TESSIER, J. F. Mise au point. Particules atmosphériques urbaines et toxicité cardiovasculaire des risques de mieux en mieux connus. Ambient air particles and cardiovascular toxicity: risks are better and better known. **Annales de Cardiologie et d'Angéiologie**. 53, p. 71–78, 2004.

KRANTZ, A.; DOREVITCH, S. Metal Exposure and Common Chronic Diseases: A Guide for the Clinician. **Dis Mon** 2004;50:215-262.

KULKARNI, N.; GRIGG, J. Effect of Air pollution on children. **Paediatrics and Child Health**. 18:5 2008.

LANKI, T; PEKKANEN, J; AALTO, P; ELOSUA, R; BERGLIND, N; D'IPPOLITTI, D; KULMALA, M; NYBERG, F; PETERS, A; PICCIOTO, S; SALOMAA, V; SUNYER, J; TIITTANEN, P; VON KLOT, S; FORASTIERE, F. Associations of traffic related air pollutants with hospitalization for first acute myocardial infarction: the HEAPSS study. **Occp. Environ. Med.** 63, p. 844 – 851, 2006.

LEADER, B. P; NAEHER, L; JANKUN, T; BALENGER, K; HOLFORD, T. R; TOTH, C; SULLIVAN, J; WOLFSON, J. M; KOUTRAKIS, P. Indoor, outdoor, and Regional and Winter Concentrations of PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_4^{2-} , H^+ , NH_4^+ , NO_3 , and Nitrous acid in Homes with and without Kerosene Space Heaters. **Environmental Health Perspectives**. v. 107, n. 3, 1999.

LIPPMANN, M. Toxicological and epidemiological studies of cardiovascular effects of ambient air fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and its chemical components: Coherence and public health implications. **Crit. Ver. Toxicol.** 2014; 44(4): 299–347.

LIPPMANN, M.; CHEN L-C.. Health effects of concentrated ambient air particulate matter (CAPs) and its components. **Critical Reviews in Toxicology**, 2009; 39(10): 865–913.

LISBOA, H. M. **Controle da poluição atmosférica**. Cap. 8: Meteorologia e dispersão atmosférica. LCQAR, UFSC, Santa Catarina, 2007.

LOUREIRO, A. L.; RIBEIRO, A. C.; ARTAXO, P.; YAMASOE, M. A. Calibration of reflectometer system to measure black carbon and field intercomparison in the Amazon Basin. **5th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere**, Berkley, Califórnia, 1994.

LUGINAAH, I, FUNG, K., GOREY, K., WEBSTER, G.; WILLS, C. Association of ambient air pollution with respiratory hospitalization in a government-designated area of concern: the case of Windsor, Ontario. **Environmental health perspectives**, 113 (3): 290. 2005.

MAIOLI, B. G. **Quantificação Caracterização do Material Particulado Fino ($MP_{2.5}$) na Região Metropolitana da Grande Vitória - ES**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2011.

¹⁷MARTINS, L.C.; LATORRE, M.R.D.O.; CARDOSO, M.R.A.; GONÇALVES, F.L.T.; SALDIVA, P.H.N.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Ver. Saúde Pública**; 36:88-94. 2002.

MARTINS, M. A. G. **Variação da composição e toxicidade do material particulado ao longo do dia na cidade de São Paulo.** Dissertação de Doutorado. Faculdade de Medicina de São Paulo – Universidade de São Paulo, 2010.

MATOS, E. P.; REISEN, V.A; FRANCO, G. C. **Estudo epidemiológico, espacial e temporal, na análise da associação entre poluição do ar e o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias em crianças, na Região da Grande Vitória, ES.** Artigo Em submissão, 2012.

MEDINA, S; BOLDO, E; SAKLAD, M; NICIU, E. M; KRZYZANOWSKY, M; FRANK, F. APHEIS health impact assessment of air pollution and communications strategy. **Institut de veille Sanitaire**, 2005.

MIRANDA, D. C. **Prevalência de asma e sintomas respiratórios no município de Vitória (ES): comparação entre duas áreas com diferentes fontes de poluição atmosférica identificados através de Biomonitoramento.** 2008. 128 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

MOLNÁR, P.; JOHANNESSEN, S.; BOMAN, J.; BARREGARD, L. Personal exposure and indoor, residential outdoor and urban background levels of fine particle trace elements in the general population. **Journal of Environmental Monitoring.** 2006;8:543-551.

NA, K.; COCKER III, D. R. Organic and elemental carbon concentrations in fine particulate matter in residences, schoolrooms, and outdoor air in Mira Loma, California. **Atmospheric Environment** 39 (2005) 3325–3333.

NAMDEO, A., TIWARY, A., e Farrow, Estimation of age-related vulnerability to air pollution: Assessment of respiratory health at local scale. **Environment international.** 2011.

NASCIMENTO, L., PEREIRA, L., BRAGA, A., MÓDOLO, M., E CARVALHO Jr, J. Effects of air pollution on children's health in a city in southeastern Brazil. *Revista de Saúde Pública*, 40 (1):77_82. 2006.

NORRIS, G.; SHARON N. YOUNG PONG, S. N. Y.; KOENIG, J. O.; LARSON, T. V.; SHEPPARD, L.; STOUT, J. W. An Association between Fine Particles and Asthma Emergency Department Visits for Children in Seattle. **Environmental Health Perspectives** * Volume 107, Number 6, June 1999.

OLIVEIRA, M. G. L. **Evolução das distribuições de tamanho em massa e número do aerossol atmosférico em São Paulo**. Dissertação de Mestrado – Departamento de Ciências Atmosféricas, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

OSTRO B, ROTH L, MALIG B, MARTY M. 2009. The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. **Environ Health Perspect** 117:475–480; doi:10.1289/ehp.11848.

OYAMA, B. S. **Identificação de fontes de partículas finas na atmosfera urbana de São Paulo**. Dissertação de Mestrado – Departamento de Ciências Atmosféricas, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PASCAL, L. Effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité. **Reviste Mal Respir**, 2008.

PATEL M, HOEPNER L, GARFINKEL R, CHILLIRUD S, REYES A, PERERA F, MILLRT R (2009). Ambient metals and elemental carbon in fine particulate matter predict wheeze and cough in very young urban children. **Am J Respir Crit Care Med** (in press).

PAULA SANTOS, U; BRAGA, A. L. F. de.; GIORGI, D. M. A.; PEREIRA, L. A. A.; GRUPU, C. J.; LIN, C. A.; BUSSACOS, M. A.; ZANETTA, D. M. T.; SALDIVA, P. H. N; TERRA, M. Effects of air pollution on blood pressure and heart rate variability: a panel study of vehicular traffic controllers in the city of São Paulo, Brazil. **European Heart Journal**, 2005.

PEARCE, J.L.; BERINGER, J; NICHOLLS, N.; HYNDMAN, R.J.; TAPPER, N. J. Quantifying the influence of local meteorology on air quality using generalized additive models. **Atm. Environ.** 2005; 45 - 1328 e 1336.

PETERS, A; DÖRING, A; WICHMANN, H-E; KOENIG, W. Increased plasma viscosity during an air pollution episode: a link to mortality? **Lancet**, 1997.

PETERS, A; POPE III, C.A. Cardiopulmonary mortality and air pollution. **THE LANCET** • Vol 360, October 19, 2002.

POLICHETTI, G; COCCO, S; SPINALI, A; TRIMARCO, V; NUNZIATA, A. Effects of particulate matter (MP10, PM_{2,5} and PM1) on the cardiovascular system. **Toxicology**. 261, p. 1-8, 2009.

POOLEY, F. D; MILLE, M. Composition of Air Pollution Particles. In: HOLGATE, S. T; SAMET, J. M; KOREN, H. S; MAYNARD, R. L. (Ed.). **Air Pollution and health**. San Diego: Academic Press, c 10, p. 619-634, 1999.

POPE III, C. A.; BATES, D. V.; RAIZENNE; M. E. Health Effects of Particulate Air Pollution: Time for Reassessment? **Environ. Health Persp.** 1995; Volume 103, Number 5, May.

POPE III, C. A; THUN, M. J; NAMBOODIRI, M. M; DOCKERY, D. W; EVANS, J. S; SPEIZER, F. E. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. **American J Respir Crit Care Med**, p. 669 – 674, 1995.

POPE, C. A; DOCKERY, D. W. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. **J Air Waste Manag Association**, 2006.

¹⁸PROVOST, E. B; CHAUMONT, A; KICINSKI, M; COX, B; FIERENS, F.; BERNARD, A.; NAWROT, T. S. Serum levels of club Cell secretory protein (Clara) and short- and long-term exposure to particulate air pollution in adolescents. **Environment International** 68 (2014). 66–70.

PUNTARULO, S. Iron, oxidative stress and human health. **Molecular Aspect of Medicine**. 26, p. 200 – 312, 2005.

QUEIROZ, R; ANDRADE FILHO, M. C; ZANDONADE, E. **Projeto Ilhas**. Fundação Espírito Santense de Tecnologia, 2003.

QUEIROZ, R. **Projeto Models**. Fundação Espírito Santense de Tecnologia. 2006.

QUILAN, G. J; EVANS, T. W; GUTTERIDGE, J. M. C. Iron and the Redox States of the Lungs. **Free Radical Biology & Medicine**. v. 33, n. 10, p. 1306 – 1313, 2002.

R: A language and environment for statistical computing. 2.7.2 edition. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2015. Disponível em: **R Development Core Team**. 2015. Disponível em: <http://www.R-project.org>.

RASHED, M. N.; AHMED, M. M.; AL-HOSSAINY, F.; ABD, S. M. Trends in speciation analysis of some heavy metals in serum of patients with chronic hepatitis C and chronic hepatitis B using differential pulse adsorptive stripping voltammetric measurement and atomic absorption spectrophotometry. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**. 24 (2010) 138–145.

RAUH, V. A.; WHYATT, R. M.; GARFINKEL, R.; ANDREWS, H.; HOEPNER, L.; REYES, A.; DIAZ, D.; CAMANN, D.; PERERA, F.P. Developmental effects of exposure to environmental tobacco smoke and material hardship among inner-city children. **Neurotoxicology and Teratology**. 26, p. 373–385, 2004.

REDEMET (Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica), 2014. Disponível em: <http://www.redemet.aer.mil.br/>

RICHARDSON, D. H. S.; FOX, H. F.; RICHARDSON, R. M. A re-survey in 1991 to examine the distribution and elemental content of lichens growing around the Money Point electricity generating station. **Report to the Electricity Supply Board**, Ireland. 1992.

ROBERTS, S.; MARTIN, M. A. Using Supervised Principal Components Analysis to Assess Multiple Pollutant Effects. **Environmental Health Perspectives** • VOLUME 114 | NUMBER 12 | December 2006.

RONCHI, F. **Poluição atmosférica e saúde humana na cidade de Vitória (ES)**. 2002. 114 f. Tese ou Dissertação (Doutorado ou Mestrado em Medicina) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

¹⁹SALDIVA, P. H.; POPE, C. A III; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D. W.; LICHTENFELS, A. J.; SALGE, J. M. Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in São Paulo, Brazil. **Arch Environ Health**, 1995.

SALDIVA, P. H. N.; CLARKE, R. W.; COULL, B. A.; STEARNS, R. C.; LAWRENCE, J.; MURTHY, G. G. K.; DIAZ, E.; KOUTRAKIS, P.; SUH, H.; TSUDA, A.; GODLESKI, J. J. Lung Inflammation Induced by Concentrated Ambient Air Particles Is Related to Particle Composition. **Am J Respir Crit Care Med**. Vol 165. pp 1610–1617, 2002.

SALDIVA, P. H. N.; MIRAGLIA, S. G. K. Health effects of cookstove emissions. **Energy for Sustainable Development**. v. VIII, n. 3, 2004.

SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; ANDRÉ, P. A. Proposição de medidas de avaliação dos impactos da poluição do ar na saúde Humana, na região da Grande Vitória. **Universidade de São Paulo**, 2007.

SALDIVA, P. H.N. Respira Vitória. In Seminário. Câmara Municipal de Vitória. **Anais eletrônicos**, 2012.

SALNIKOW, K.; LI, X.; LIPPMANN, M. Effect of nickel and iron co-exposure on human lung cells. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 196 (2004) 258– 265.

SALVADOR. V. L. R. Introdução à técnica de espectrometria de fluorescência de raio – X, **SHIMADZU**. 2012.

SAMET, J. M.; JAAKKOLA, J. J. K. The Epidemiology Approach to Investigating Outdoor Air Pollution. In: HOLGATE, S. T. et al. (Ed.). **Air Pollution and health**. San Diego: Academic Press, c. 19, p. 431-460, 1999.

SAMET, J. M; DOMINICI, F; CURRIERO, F. C; COURSAK, I; ZEGER, S. L. Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities, 1987–1994. Volume 343:1742-1749 December 14, 2000 Number 24.

SAMOLI, E., NASTOS, P., PALIATSOS, A., KATSOUYANNI, K., E PRIFTIS, K.. Acute effects of air pollution on pediatric asthma exacerbation: Evidence of association and effect modification. **Environmental Research**. 2011.

SANCHEZ-CCOYOLLO, O.; ANDRADE, M. F. The influence of meteorological conditions on the behavior of pollution concentration in São Paulo, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 257-263, 2002.

SANTOS, J. M; REIS Jr, N. C. **Caracterização e Quantificação de Partículas Sedimentadas na Região da Grande Vitória**. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2011.

SÃO PAULO. **Decreto Nº 59.113, de 23 de Abril de 2013**. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59113-23.04.2013.html>].

SARTORIUS Weighing Technology GmbH. **Cubis MSE Operating Instructions**. 2012.

SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D.W. Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. **Am J Epidemiol**; 135; p. 12-19, 1992.

SEGALA, C., POIZEAU, D., MESBAH, M., WILLEMS, S., E MAIDENBERG, M. Winter air pollution and infant bronchiolitis in Paris. **Environmental research**, 106(1):96_100.2008.

SEINFELD, J. H; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change**. 2nd ed. New Jersey: A Wiley - Interscience Publication, 2006.

²⁰ SILVA, A. M. C; MATTOS, J. E; FREITAS, S. R; LONGO, K. M; HAGON, S. S. Material particulado de queima de biomassa e doenças respiratórias no sul da Amazônia brasileira. *Ver. Bras Epidemiol*. 2010; 13 (2): 337 - 51.

SIMKHOVICH, B. Z; KLEINMAN, M. T; KLONER, R. A. Air Pollution and Cardiovascular Injury Epidemiology, Toxicology, and Mechanisms. **Journal of the American College of Cardiology**. v. 52, n. 9, 2008.

²¹SOUZA, J. B; REISEN, V. A.; SANTOS, J. M.; FRANCO, G. C. Componentes principais e modelagem linear generalizada na associação entre atendimento hospitalar e poluição do ar. *Rev Saúde Pública*. 2014; 48 (3) : 451-458.

²² STAFOGGIA, M; SAMOLI, E; ALESSANDRINI, E; CADUM, E; OSTRO, B; BERTI, G; FAUSTINI, A; JACQUEMIN, B; LINARES, C; PASCAL, M; RANDI, G; FRANZI, A; STIVANELLO, E; FORASTIERE, F; MED-PARTICLES. Short-term Association between Fine and Coarse Particulate Matter and Hospitalization in Southern Europe: Results from MED-PARTICLES SU, T-C; CHEN, S-Y; CHAN, C-C. Progress of Ambient Air Pollution and Cardiovascular Disease Research in Asia. **Progress in Cardiovascular Diseases**. v. 53, p. 369 – 378, 2011.

TADANO, Y. S.; UGAYA, C. M. L.; FRANCO, A. T. Metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. **Ambiente & Sociedade**. Campinas. V. XII, n. 12. P. 241-255. Jul – dez. 2009.

THERMO SCIENTIFIC. **Operating Manual. TEOM Series 1400^a. Ambient Particulate (PM-10) Monitor**. 2004.

Disponível em: http://www.cast.lu.se/aerosol_lab/Instrument/TEOM/Manual_TEOM_1400.pdf

THURSTON, G.D. Particulate Matter and Sulfate: evaluation of Current California Air Quality Standards With Respect to Protection of Children. **California Air Resources Board**. 2001.

TIAN, H.Z; LU, L; CHENG, K.; HAO, J. M.; ZHAO. D.; WANG, Y.; JIA, W. X.; QIU, P. P. Anthropogenic atmospheric nickel emissions and its distribution characteristics in China. **Science of the Total Environment**. 417-418 (2012) 148–157.

TRÉDANIEL, J; AARAB-TERRISSE, S; TEIXEIRA, L; SAVINELLI, F; FRABOULET, S; GOSSOT, D; HENNEQUIN, C. Pollution atmosphérique et cancer bronchique: données épidémiologiques. **Ver Mal Respir**, 2009.

TSAI, D-H; WANG, J-L; CHUANG, K-J; CHAN, C-C. Traffic-related air pollution and cardiovascular mortality in Central Taiwan. **Science of the Total Environment**. 2010.

U. S. EPA. (2013a). Disponível em: http://www.epa.gov/pm/graphics/pm2_5_graphic_1g.jpg

U.S. EPA. (2013b). Disponível em: <http://www.epa.gov/airscienCE/air-blackcarbon.htm>

²³U.S. EPA. - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Quality Assurance Guidance Document - Model Quality Assurance Project Plan for the PM Ambient Air 2.5 Monitoring Program at State and Local Air Monitoring Stations 100 (SLAMS)**. Draft Report, n°. EPA-454/R-98-005, United States, Apr. 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/pm/>

Universidade de São Paulo (USP). 1st Annual CMAS South America Conference. Acesso em: 22/11/2013. Disponível em: <http://www.lapat.iag.usp.br/aerossol/CMAS/>

USP. Instituto de Física. Disponível em < [http://www if.usp.br/lapat](http://www.if.usp.br/lapat)> (USP, 2013).

VIANA, M; QUEROL, X; ALASTUEY, A; BALLESTER, F; LLOP, S; ESPLUGUES, A; FERNÁNDEZ-PATIER, R; SANTOS, S.G. dos; HERCE, M. D. Characterizing exposure to PM aerosols for an epidemiological study. **Atmospheric Environment**. 2008.

VIEIRA, S. R. **Noções de Epidemiologia Ocupacional**. Universidade Federal de Santa Catarina. Apostila. Cap. IV, 1990.

WAHBA, G. Splines in nonparametric regression. **Encyclopedia of Environmetrics**. 2000.

²⁴WANG, X; BI, X; SHENG, G; FU, J. Hospital indoor MP10/PM2.5 and associated trace elements in Guangzhou, China. **Science of the Total Environment**. 366, 124– 135, 2006.

WANG, Y.; PHAM, H. Analyzing the effects of air pollution and mortality by generalized additive models with robust principal components. *Int. J. Syst. Assur. Eng. Manag.* 2 (3): 253-259. 2011.

WATSON J. G. **Aerosol and Air Quality Research**, Vol. 5, No.1, pp. 65-102, 2005.

WEINSTEIN, J. P.; HEDGES, S. R., KIMBROUGH, S. Characterization and aerosol mass balance of PM2.5 and MP10 collected in Conakry, Guinea during the 2004 Harmattan period. **Chemosphere** 78 980-988; 2010.

WILHELM, M; EBERWEIN, G.; HÖLZER, J.; GLADTKE, D.; ANGERER, J.; MARCZYNSKI, B.; BEHRENDT, H.; RING, J.; SUGIRI, D; RANFT, U. Influence of industrial sources on children's health – Hot spot studies in North Rhine Westphalia, Germany. **Int. J. Hyg. Environ. Health**. 210 591–599. 2007.

WILSON, J. G; KINGHAM, S.; PEARCE, J.; STURMAN, A. P. A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research. **Atmospheric Environment**. 39 2005, 6444 – 6462

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. Geneva – Suíça (1946). Constituição da Organização Mundial da Saúde (WHO) – 1946. Disponível em: <http://www.direitoshumanos.usp.br/index.php/OMS-Organiza%C3%A7%C3%A3o-Mundial-da-Sa%C3%BAde/constituicao-da-organizacao-mundial-da-saude-omswho.html>

²⁵WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air Quality Guidelines**. Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulphur Dioxide. Global Update 2005. Summary of Risk Assessment. Geneva, Suíça. 2006.

YAO, Q; FAN, J. **Nonlinear Time Series: Nonparametric and Parametric Methods**. **Springer Series in Statistics**. Nova York, 2ndEd.(Springer), 2003.

YAMASOE, M. A. Estudo da composição elementar e iônica de aerossóis emitidos em queimadas na Amazônia . Dissertação de Mestrado. IF – USP. 1994.

YU, M-H. **Environmental Toxicology. Biological and Health Effects of Pollutants.** 2nd ed. Ba Raton: CRC PRESS, 2004.

ZANOBETTI, A; SCHWARTZ, J. Cardiovascular Damage by Airborne Particles: Are Diabetics More Susceptible? **Epidemiology.** v. 13, p. 588 – 592, 2002.

ZANOBETTI, A.; FRANKLIN, M.; KOUTRAKIS, P.; SCHWARTZ, J. Fine particulate air pollution and its components in association with cause-specific emergency admissions. **Environmental Health.** 8:58, 2009.

ZHOU, Y-M; ZHONG, C-Y; KENNEDY, I. M.; LEPPERT, V. J; .PINKERTON, K. E. Oxidative stress and NF_Β activation in the lungs of rats: a synergistic interaction between soot and iron particles. **Toxicology and Applied Pharmacology.** 190, 157–169, 2003.

ZHOU, Z.; DIONISIO, K. L.; VERISSIMO, T. G; KERR, A. S.; COULL, B.; ARKU, R. E.; KOUTRAKIS, P.; SPENGLER, J. D.; HUGHES, A. F.; VALLARINO, J.; AGYEI-MENSAH, S.; EZZATI, M. Chemical composition and sources of particle pollution in affluent and poor neighborhoods of Accra, Ghana. **Environ. Res. Lett.** 8 (2013) 044025 (9pp).

ZOU, G. A Modified Poisson Regression Approach to Prospective Studies with Binary Data. **American Journal of Epidemiology.** Vol. 159, No. 7. 2004.

APÊNDICE A – DADOS BRUTOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP_{2,5}

Tabela A. 1 – Concentração de amostras de inverno (em µg/m³)

Data	Laranjeiras	J. Camburi	Enseada	Vit. - Centro	Ibes	Cariacica	Média	Incerteza
21/06/2013	15,36	-	9,98	8,82	21,61	11,96	13,546	13,546 ± 0,306
23/06/2013	6,03	14,21	5,59	5,68	3,04	6,64	6,865	6,865 ± 0,227
25/06/2013	14,14	-	15,32	11,87	20,61	21,48	16,684	16,684 ± 0,249
27/06/2013	13,35	23,79	8,7	4,75	10,44	11,06	12,015	12,015 ± 0,384
29/06/2013	13,23	13,95	10,32	8,22	10,45	10,94	11,185	11,185 ± 0,125
01/07/2013	19,39	16,46	16,17	14,32	16,96	15,58	16,480	16,480 ± 0,101
03/07/2013	9,85	7,64	9,21	9,92	-	18,34	10,992	10,992 ± 0,251
05/07/2013	8,72	6,14	8	10,57	19,12	17,07	11,603	11,603 ± 0,314
07/07/2013	14,18	-	8	7,29	6,36	8,89	8,944	8,944 ± 0,183
09/07/2013	13,36	9,85	10,74	-	15,53	20,81	14,058	14,058 ± 0,261
11/07/2013	9,47	9,22	7,85	3,3	7,32	7,59	7,458	7,458 ± 0,132
13/07/2013	12	19,59	9,23	6,76	9,5	8,86	10,990	10,990 ± 0,270
15/07/2013	19,04	15,15	8,18	11,96	8,97	15,35	13,108	13,108 ± 0,249
17/07/2013	16,07	14,2	9,39	11,19	13,73	16,16	13,457	13,457 ± 0,161
19/07/2013	16,63	14,52	9,94	9,25	12,63	11,19	12,360	12,360 ± 0,168
21/07/2013	13,44	17,23	5,55	7,61	9,31	7,29	10,072	10,072 ± 0,263
23/07/2013	13,31	13,68	19,25	13,57	9,36	12,57	13,623	13,623 ± 0,190
25/07/2013	10,94	18,32	13,67	19,8	11,54	15,14	14,902	14,902 ± 0,213
27/07/2013	8,29	9,14	10,24	11,05	7,34	10,43	9,415	9,415 ± 0,084
29/07/2013	12,43	16,11	15,28	17,25	17,07	16,91	15,842	15,842 ± 0,109
31/07/2013	14,76	15,23	11,39	17,2	15,07	27,99	16,940	16,940 ± 0,341
02/08/2013	15,1	14,69	11,9	12,59	11,98	19,17	14,238	14,238 ± 0,165
04/08/2013	13,02	14,29	9,11	7,42	8,41	7,27	9,920	9,920 ± 0,178
06/08/2013	15,35	22,63	17,69	21,48	19,05	21,84	19,673	19,673 ± 0,168
08/08/2013	14,49	9,34	10,42	17,14	13,87	20,8	14,343	14,343 ± 0,253
10/08/2013	13,76	-	6,51	7,24	7,96	8,87	8,868	8,868 ± 0,171
12/08/2013	13,62	16,17	12,67	18	11,57	15,98	14,668	14,668 ± 0,145
14/08/2013	15,44	15,27	10,62	12,15	11,18	12,13	12,798	12,798 ± 0,123
16/08/2013	10,42	11,18	11,27	15,74	10,22	14,03	12,143	12,143 ± 0,133
18/08/2013	5,39	6,68	6,07	10,54	8,63	8,55	7,643	7,643 ± 0,115
20/08/2013	6,4	9,11	6,88	8,9	5,43	10,23	7,825	7,825 ± 0,111
22/08/2013	12,32	14,84	7,31	5,83	6,53	6,08	8,818	8,818 ± 0,227
24/08/2013	11,77	13,59	7,96	6,19	7,96	6,83	9,050	9,050 ± 0,176
26/08/2013	17,77	17,39	8,38	11,16	6,37	7,61	11,447	11,447 ± 0,298
28/08/2013	5,78	8,21	4,84	7,4	5,31	11,1	7,107	7,107 ± 0,139
30/08/2013	8,92	15,69	10,46	9,79	18,91	15,92	13,282	13,282 ± 0,244
01/09/2013	8,96	11,1	6,02	6,43	7,08	8,31	7,983	7,983 ± 0,113

03/09/2013	15,64	14,16	9,42	9,65	10,5	7,99	11,227	11,227 ± 0,178
05/09/2013	7,68	8,11	7,54	7,16	5,45	10,14	7,680	7,680 ± 0,090
07/09/2013	5,9	-	5,74	5,77	6,05	6,29	5,950	5,950 ± 0,013
09/09/2013	9,59	11,35	13,71	8,95	9,56	8,55	10,285	10,285 ± 0,115
11/09/2013	6,04	9,53	9,2	9,05	8,54	11,37	8,955	8,955 ± 0,103
13/09/2013	13,6	29,35	9,72	7,67	7,18	9,65	12,862	12,862 ± 0,500
15/09/2013	6,46	12,68	5,53	5,69	7,84	5,84	7,340	7,340 ± 0,164
17/09/2013	12,72	9,88	7,1	5,59	7,51	4,87	7,945	7,945 ± 0,174
19/09/2013	13,61	15,04	9,64	12,71	9,87	12,57	12,240	12,240 ± 0,126
21/09/2013	9,96	20,41	8,61	7,18	7,03	7,3	10,082	10,082 ± 0,309

Tabela A. 2 – Concentração de amostras de verão (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Data	Laranjeiras	J. Camburi	Enseada	Vit. - Centro	Ibes	Cariacica	Média	Incerteza
21/12/2013	-	28,99	16,99	8,84	20,18	12,88	17,576	17,576 \pm 0,467
23/12/2013	24,13	26,27	17,59	18,16	-	11,65	19,560	19,560 \pm 0,353
25/12/2013	24,89	23,17	18,68	19,83	14,85	14,43	19,308	19,308 \pm 0,259
27/12/2013	-	25,16	20,05	11,4	11,04	15,36	16,602	16,602 \pm 0,366
29/12/2013	22,77	32,77	22,99	21,33	15,16	24,13	23,192	23,192 \pm 0,345
31/01/2014	19,26	19,28	22,49	13,79	15,49	29,36	19,945	19,945 \pm 0,337
02/01/2014	20,83	21,6	19,83	13,8	14,79	14,74	17,598	17,598 \pm 0,214
04/01/2014	16,63	20,67	19,36	13,65	11,81	10,28	15,400	15,400 \pm 0,254
06/01/2014	11,66	29,43	17,46	9,98	12,67	17,62	16,470	16,470 \pm 0,430
08/01/2014	10,23	11,64	13,91	19,14	11,55	29,6	16,012	16,012 \pm 0,448
10/01/2014	16,58	22,26	12,9	12,69	19,7	25,54	18,278	18,278 \pm 0,315
12/01/2014	22,04	11,4	11,27	9,85	11,28	15,19	13,505	13,505 \pm 0,277
14/01/2014	11,67	14,09	9,24	12,7	11,01	12,15	11,810	11,810 \pm 0,100
16/01/2014	15,99	14,38	10,28	10,4	14,59	14,98	13,437	13,437 \pm 0,150
18/01/2014	16,44	11,38	10,37	10,62	12,92	11,49	12,203	12,203 \pm 0,137
20/01/2014	15,12	15,86	7,34	8,95	19,53	14,39	13,532	13,532 \pm 0,278
22/01/2014	14,49	11,86	7,02	7,64	8,05	6,82	9,313	9,313 \pm 0,191
24/01/2014	9,63	14,48	5,81	4,18	5,61	13,66	8,895	8,895 \pm 0,268
26/01/2014	20,05	13,04	7,41	8,04	7,44	6,61	10,432	10,432 \pm 0,319
28/01/2014	13,28	14,18	8,56	10	8,79	11,68	11,082	11,082 \pm 0,143
30/01/2014	8,94	11,32	8,56	11,05	11,71	14,53	11,018	11,018 \pm 0,131
01/02/2014	9,88	20,59	8,96	9,21	7,7	8,45	10,798	10,798 \pm 0,295
03/02/2014	12,54	8,36	9,23	10,38	6,14	8,46	9,185	9,185 \pm 0,131
05/02/2014	11,45	13,54	8,5	8,95	9,89	12,85	10,863	10,863 \pm 0,127
07/02/2014	8,42	14,84	8,77	10,39	8,95	6,75	9,687	9,687 \pm 0,169
09/02/2014	9,35	11,33	5,31	6,71	5,78	16,62	9,183	9,183 \pm 0,262
11/02/2014	18,03	17,51	7,66	7,24	8,47	24,16	13,845	13,845 \pm 0,429
13/02/2014	15,22	13,39	6,53	5,8	8,37	8,98	9,715	9,715 \pm 0,230
15/02/2014	16,76	17,5	6,33	8,98	2,48	7,95	10,000	10,000 \pm 0,362
17/02/2014	7,75	12,74	9,72	10,95	9,12	-	10,056	10,056 \pm 0,115
19/02/2014	7,9	11,08	11,58	10,67	13,1	15,44	11,628	11,628 \pm 0,154
21/02/2014	16,35	9,15	9,42	9,76	4,46	8,88	9,670	9,670 \pm 0,232
23/02/2014	7,28	6,5	6,9	5,8	4,7	8,87	6,675	6,675 \pm 0,086
25/02/2014	11,37	8,89	8,04	8,26	6,13	9,36	8,675	8,675 \pm 0,105
27/02/2014	13,97	13,84	6,22	8,8	10,24	8,79	10,310	10,310 \pm 0,187
01/03/2014	9,84	16,38	10,4	9,45	5,76	8,4	10,038	10,038 \pm 0,214
03/03/2014	-	10,41	9,92	9,04	7,41	15,91	10,538	10,538 \pm 0,196
05/03/2014	9,58	11,27	7,95	6,32	8,04	10,28	8,907	8,907 \pm 0,110

07/03/2014	9,13	14,39	8,58	6,8	8,14	10,8	9,640	9,640 ± 0,162
09/03/2014	16,19	13,57	7,76	6,73	4,99	7,89	9,522	9,522 ± 0,265
11/03/2014	13,65	14,61	7,52	8,53	7,5	6,51	9,720	9,720 ± 0,212
13/03/2014	11,11	9,16	8,27	10,41	7,66	9,27	9,313	9,313 ± 0,078
15/03/2014	9,77	11,15	8,36	6,89	5,27	8,18	8,270	8,270 ± 0,126
17/03/2014	9,16	15,14	10,03	9,04	5,62	10,98	9,995	9,995 ± 0,189
19/03/2014	11,79	13,83	8,04	7,74	5,48	9,53	9,402	9,402 ± 0,183

APÊNDICE B – DADOS BRUTOS DE CONCENTRAÇÃO DOS ELEMENTOS PRESENTES NO MP_{2,5}

Tabela B. 1 - Média e desvio padrão dos elementos, BC e MP_{2,5} (47 amostras) no período de 21/06/2013 a 21/09/2013

Elemento	Laranjeiras		Jardim Camburi		Enseada	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Na	1,089	0,403	1,848	1,169	1,594	0,724
Mg	0,149	0,055	0,319	0,259	0,245	0,107
Al	0,209	0,188	0,099	0,095	0,068	0,037
Si	0,548	0,556	0,143	0,131	0,117	0,076
P	0,014	0,018	0,022	0,021	0,017	0,016
S	1,432	0,937	1,044	0,778	1,221	0,783
Cl	0,941	0,583	0,913	0,799	1,044	0,704
K	0,449	0,384	0,331	0,211	0,283	0,183
Ca	0,154	0,138	0,080	0,089	0,091	0,045
Ti	0,031	0,018	0,027	0,018	0,018	0,007
V	0,008	0,002	0,015	0,010	0,013	0,007
Cr	0,007	0,010	0,011	0,016	0,007	0,007
Mn	0,009	0,007	0,007	0,005	0,005	0,003
Fe	0,336	0,229	0,298	0,179	0,382	0,166
Ni	0,030	0,006	0,057	0,048	0,039	0,017
Cu	0,029	0,016	0,065	0,066	0,039	0,025
Zn	0,036	0,031	0,019	0,019	0,028	0,024
Se	0,021	0,004	0,041	0,034	0,028	0,012
Br	0,021	0,006	0,036	0,030	0,024	0,009
Sr	0,012	0,003	0,021	0,020	0,014	0,007
Zr	0,006	0,003	0,010	0,009	0,006	0,004
Pb	0,027	0,008	0,037	0,027	0,034	0,015
BC	1,792	1,241	2,024	1,013	1,245	1,127
MP _{2,5}	11,99	3,66	13,93	6,27	9,71	3,25

Tabela B. 2 - Média e desvio padrão dos elementos, BC e MP_{2,5} (47 amostras) no período de 21/06/2013 a 21/09/2013

Elemento	Vitória - Centro		Ibes		Cariacica	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Na	1,316	0,491	1,377	0,439	1,084	0,449
Mg	0,209	0,062	0,215	0,072	0,181	0,065
Al	0,056	0,028	0,081	0,039	0,198	0,106
Si	0,102	0,078	0,180	0,132	0,412	0,248
P	0,038	0,141	0,014	0,012	0,021	0,013
S	1,181	0,776	1,169	0,695	1,091	0,641
Cl	0,694	0,499	0,752	0,543	0,604	0,398
K	0,246	0,145	0,322	0,157	0,432	0,249
Ca	0,074	0,069	0,097	0,065	0,136	0,072
Ti	0,016	0,005	0,019	0,006	0,035	0,015
V	0,016	0,012	0,011	0,003	0,008	0,002
Cr	0,006	0,004	0,006	0,005	0,004	0,003
Mn	0,019	0,082	0,005	0,003	0,008	0,008
Fe	0,326	0,348	0,325	0,161	0,416	0,343
Ni	0,036	0,008	0,036	0,008	0,031	0,005
Cu	0,030	0,015	0,035	0,019	0,032	0,015
Zn	0,041	0,072	0,025	0,021	0,030	0,053
Se	0,025	0,005	0,025	0,006	0,023	0,004
Br	0,023	0,006	0,023	0,005	0,022	0,005
Sr	0,013	0,004	0,013	0,004	0,013	0,003
Zr	0,006	0,003	0,006	0,002	0,006	0,002
Pb	0,029	0,012	0,032	0,009	0,026	0,007
BC	2,368	1,544	1,367	1,162	2,616	1,926
MP _{2,5}	10,17	4,44	10,56	4,71	12,16	5,12

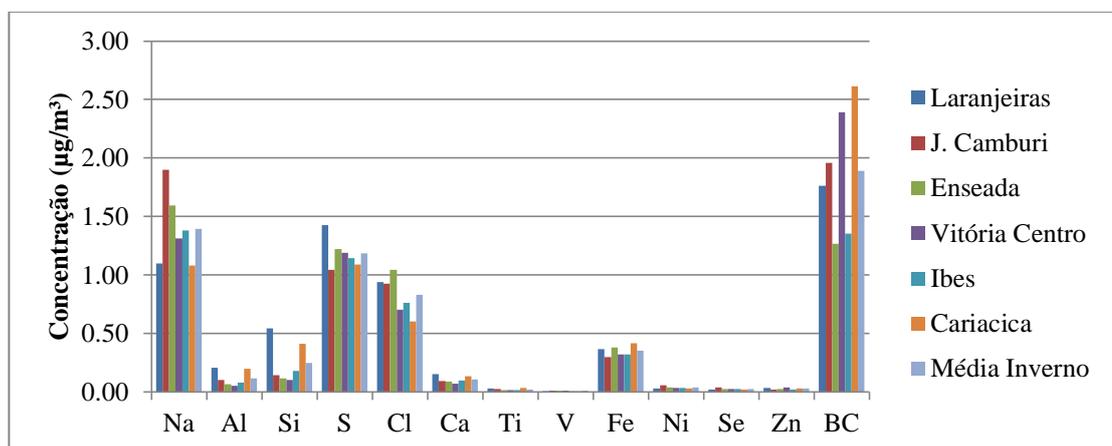
Tabela B.3 - Média e desvio padrão dos elementos, BC e MP_{2,5} (45 amostras), no período de 21/12/2013 a 19/03/2014.

Elemento	Laranjeiras		Jardim Camburi		Enseada	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Na	0,621	0,644	0,717	0,278	0,735	0,270
Mg	0,136	0,167	0,136	0,039	0,138	0,057
Al	0,086	0,072	0,027	0,019	0,028	0,019
Si	0,326	0,309	0,060	0,038	0,043	0,026
P	0,009	0,009	0,009	0,007	0,012	0,008
S	0,778	0,491	0,625	0,244	0,724	0,327
Cl	0,666	0,314	0,560	0,294	0,644	0,408
K	0,209	0,146	0,235	0,098	0,141	0,223
Ca	0,282	0,256	0,091	0,045	0,077	0,075
Ti	0,024	0,017	0,008	0,002	0,006	0,004
V	0,002	0,002	0,002	0,003	0,005	0,004
Cr	0,018	0,062	0,014	0,045	0,004	0,005
Mn	0,010	0,005	0,009	0,003	0,007	0,003
Fe	0,223	0,181	0,219	0,147	0,248	0,079
Ni	0,015	0,011	0,013	0,005	0,013	0,003
Cu	0,023	0,028	0,017	0,008	0,016	0,009
Zn	0,032	0,031	0,017	0,007	0,015	0,010
Se	0,010	0,008	0,009	0,002	0,009	0,003
Br	0,015	0,012	0,010	0,002	0,009	0,003
Sr	0,008	0,006	0,007	0,002	0,008	0,003
Zr	0,007	0,004	0,006	0,002	0,006	0,002
Pb	0,028	0,015	0,021	0,004	0,022	0,007
BC	2,296	1,193	1,968	0,584	1,431	0,662
MP _{2,5}	13,84	5,76	15,61	5,98	10,85	4,77

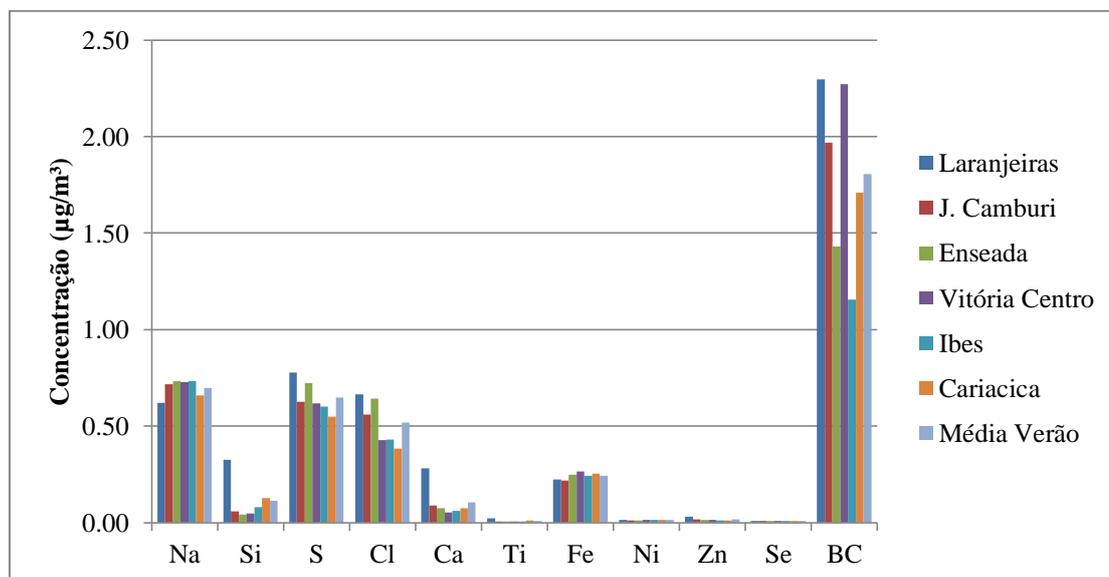
Tabela B.4 - Média e desvio padrão dos elementos, BC e MP_{2,5} (45 amostras) no período de 21/12/2013 a 19/03/2014

Elemento	Vitória - Centro		Ibes		Cariacica	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Na	0,729	0,278	0,734	0,313	0,660	0,280
Mg	0,149	0,050	0,159	0,056	0,126	0,045
Al	0,037	0,024	0,032	0,031	0,047	0,033
Si	0,048	0,027	0,082	0,050	0,127	0,057
P	0,012	0,007	0,010	0,009	0,009	0,007
S	0,618	0,204	0,601	0,283	0,550	0,227
Cl	0,429	0,205	0,431	0,229	0,385	0,253
K	0,097	0,074	0,115	0,097	0,154	0,116
Ca	0,053	0,023	0,062	0,027	0,077	0,058
Ti	0,007	0,013	0,007	0,003	0,012	0,005
V	0,003	0,004	0,004	0,002	0,002	0,002
Cr	0,040	0,115	0,033	0,156	0,039	0,162
Mn	0,009	0,007	0,009	0,009	0,009	0,009
Fe	0,266	0,312	0,243	0,430	0,255	0,438
Ni	0,015	0,007	0,016	0,011	0,015	0,011
Cu	0,016	0,010	0,020	0,010	0,017	0,009
Zn	0,015	0,011	0,013	0,006	0,013	0,005
Se	0,009	0,002	0,010	0,003	0,008	0,002
Br	0,009	0,003	0,010	0,003	0,009	0,002
Sr	0,007	0,002	0,008	0,002	0,007	0,002
Zr	0,006	0,001	0,006	0,003	0,005	0,002
Pb	0,023	0,004	0,024	0,005	0,023	0,005
BC	2,270	1,016	1,156	0,407	1,709	0,917
MP _{2,5}	10,20	3,68	9,76	4,47	12,96	6,07

A caracterização dos constituintes químicos por local de amostragem presentes nas amostras de partículas finas no período de inverno e verão relacionados a doenças respiratórias estão mostradas na Figura B.1. Na Figura B.2 são mostrados os elementos que apresentaram desfechos de doenças respiratórias por local de amostragem do $MP_{2,5}$.

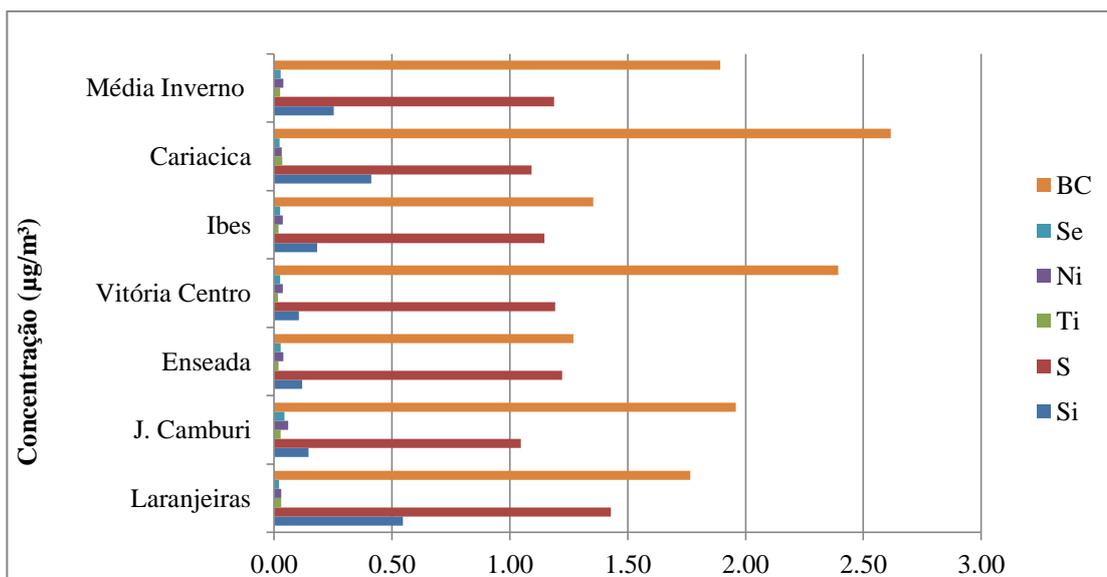


(a) inverno

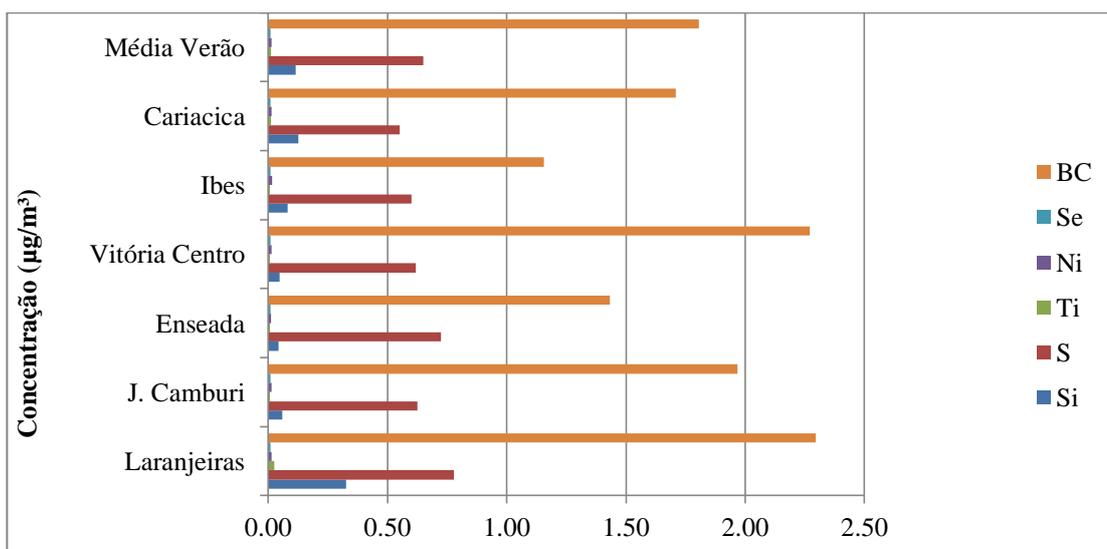


(b) verão

Figura B.1 - Elementos caracterizados (a) no inverno e (b) no verão e relacionados à doenças respiratórias segundo a literatura científica.



(a) inverno



(b) verão

Figura B.2 - Elementos caracterizados com RR significativo (a) no inverno e (b) no verão.

APÊNDICE C – LIMITE DE DETECÇÃO (LD) DOS ELEMENTOS NAS ANÁLISES DE RX/ED DO MP_{2,5}.

Tabela C.1 – LD calculado para as análises de RX/ED do MP_{2,5} coletado no período de inverno (21/06/2013 a 21/09/2013).

	NB	Fator de Resposta	Tempo Vivo	Corrente	Área Filtro	Volume Amostrado	LD
Elemento	un.	1/[$\mu\text{A.s.}(\mu\text{g}/\text{cm}^2)$]	s	μA	cm^2	m^3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sódio	5304	0,00086	960	1000	13,85	7,2	0,5092
Magnésio	5238	0,00198	960	1000	13,85	7,2	0,2198
Alumínio	4990	0,00635	960	1000	13,85	7,2	0,0669
Silício	5075	0,01410	960	1000	13,85	7,2	0,0304
Fósforo	4681	0,02530	960	1000	13,85	7,2	0,0163
Enxofre	4354	0,04010	960	1000	13,85	7,2	0,0099
Cloro	4877	0,05870	960	1000	13,85	7,2	0,0072
Potássio	5298	0,10740	960	1000	13,85	7,2	0,0041
Calcio	7179	0,13780	960	1000	13,85	7,2	0,0037
Titânio	15710	0,21110	960	1000	13,85	7,2	0,0036
Vanádio	23784	0,26320	960	1000	13,85	7,2	0,0035
Cromo	33192	0,31180	960	1000	13,85	7,2	0,0035
Manganês	47669	0,35740	960	1000	13,85	7,2	0,0037
Ferro	62001	0,40050	960	1000	13,85	7,2	0,0037
Níquel	84261	0,42150	960	1000	13,85	7,2	0,0041
Cobre	80833	0,42660	960	1000	13,85	7,2	0,0040
Zinco	77329	0,42560	960	1000	13,85	7,2	0,0039
Selênio	77808	0,37830	960	1000	13,85	7,2	0,0044
Bromo	78411	0,36020	960	1000	13,85	7,2	0,0047
Estrôncio	68898	0,30530	960	1000	13,85	7,2	0,0052
Zirconio	61602	0,27730	960	1000	13,85	7,2	0,0054
Chumbo	72443	0,15755	960	1000	13,85	7,2	0,0103

Tabela C.2 – LD calculado para as análises de RX/ED do MP_{2,5} coletado no período de verão (21/12/2013 a 19/03/2014).

	NB	Fator de Resposta	Tempo Vivo	Corrente	Área Filtro	Volume Amostrado	LD
Elemento	un.	1/[$\mu\text{A.s.}(\mu\text{g}/\text{cm}^2)$]	s	μA	cm^2	m^3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sódio	2686	0,00086	960	1000	13,85	7,2	0,3624
Magnésio	2629	0,00198	960	1000	13,85	7,2	0,1557
Alumínio	2445	0,00635	960	1000	13,85	7,2	0,0468
Silício	2392	0,01410	960	1000	13,85	7,2	0,0209
Fósforo	2145	0,02530	960	1000	13,85	7,2	0,0110
Enxofre	2059	0,04010	960	1000	13,85	7,2	0,0068
Cloro	2438	0,05870	960	1000	13,85	7,2	0,0051
Potássio	2031	0,10740	960	1000	13,85	7,2	0,0025
Cálcio	2896	0,13780	960	1000	13,85	7,2	0,0023
Titânio	6346	0,21110	960	1000	13,85	7,2	0,0023
Vanádio	9630	0,26320	960	1000	13,85	7,2	0,0022
Cromo	13245	0,31180	960	1000	13,85	7,2	0,0022
Manganês	19717	0,35740	960	1000	13,85	7,2	0,0024
Ferro	26459	0,40050	960	1000	13,85	7,2	0,0024
Níquel	36250	0,42150	960	1000	13,85	7,2	0,0027
Cobre	37184	0,42660	960	1000	13,85	7,2	0,0027
Zinco	37686	0,42560	960	1000	13,85	7,2	0,0027
Selênio	39319	0,37830	960	1000	13,85	7,2	0,0032
Bromo	39672	0,36020	960	1000	13,85	7,2	0,0033
Estrôncio	34886	0,30530	960	1000	13,85	7,2	0,0037
Zircônio	31651	0,27730	960	1000	13,85	7,2	0,0039
Chumbo	37266	0,15755	960	1000	13,85	7,2	0,0074

APÊNDICE D – ANÁLISES DA CORRELAÇÃO ENTRE OS POLUENTES ESTUDADOS

Tabela D. 1 – Correlação de SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} no período de inverno de 21/06/2013 a 21/12/2013.

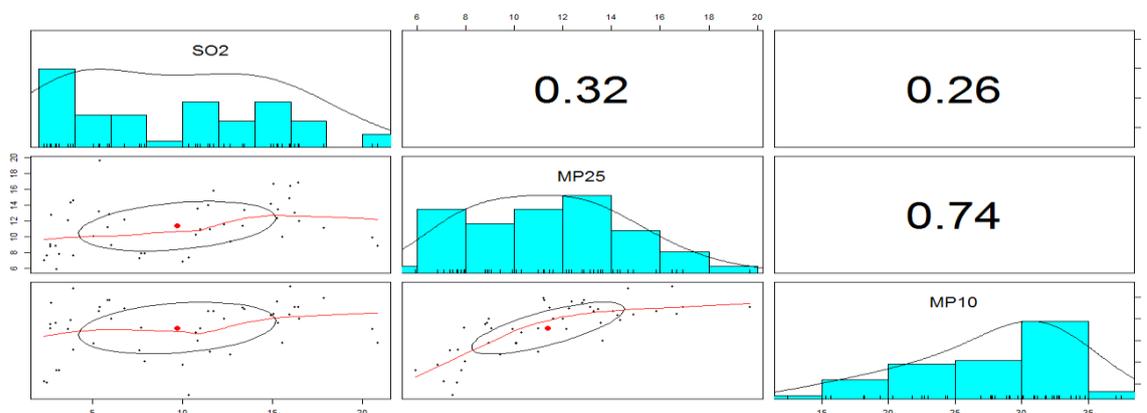


Tabela D. 2 – Correlação de SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} no período de verão de 21/12/2013 a 19/03/2014

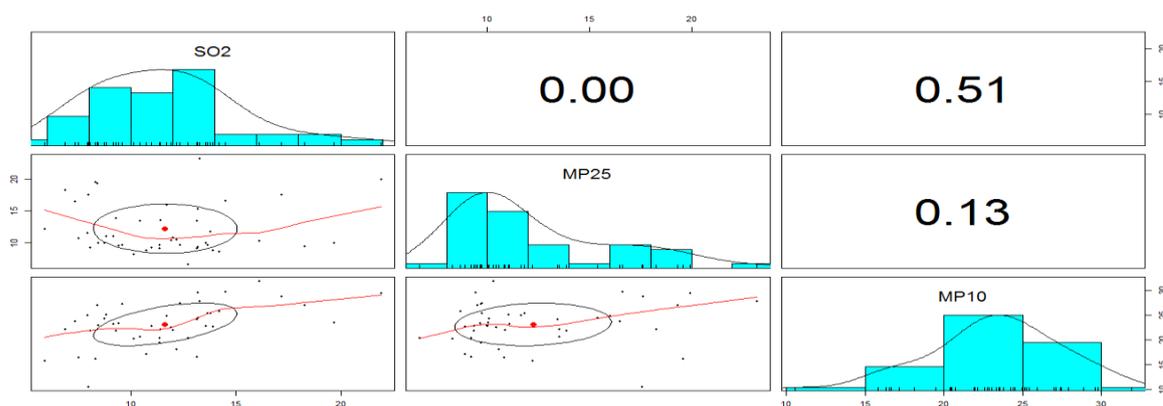


Tabela D. 3 – Correlação de SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} no período de inverno e verão.

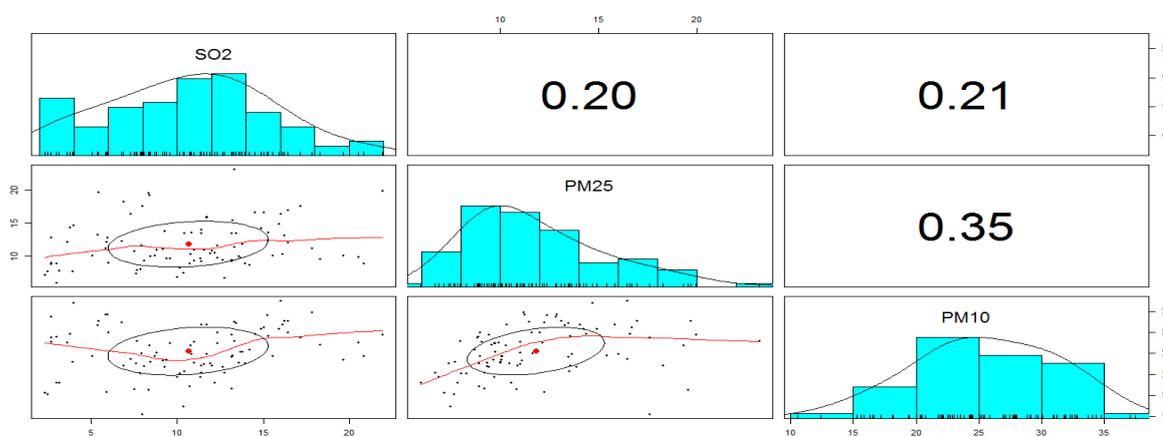
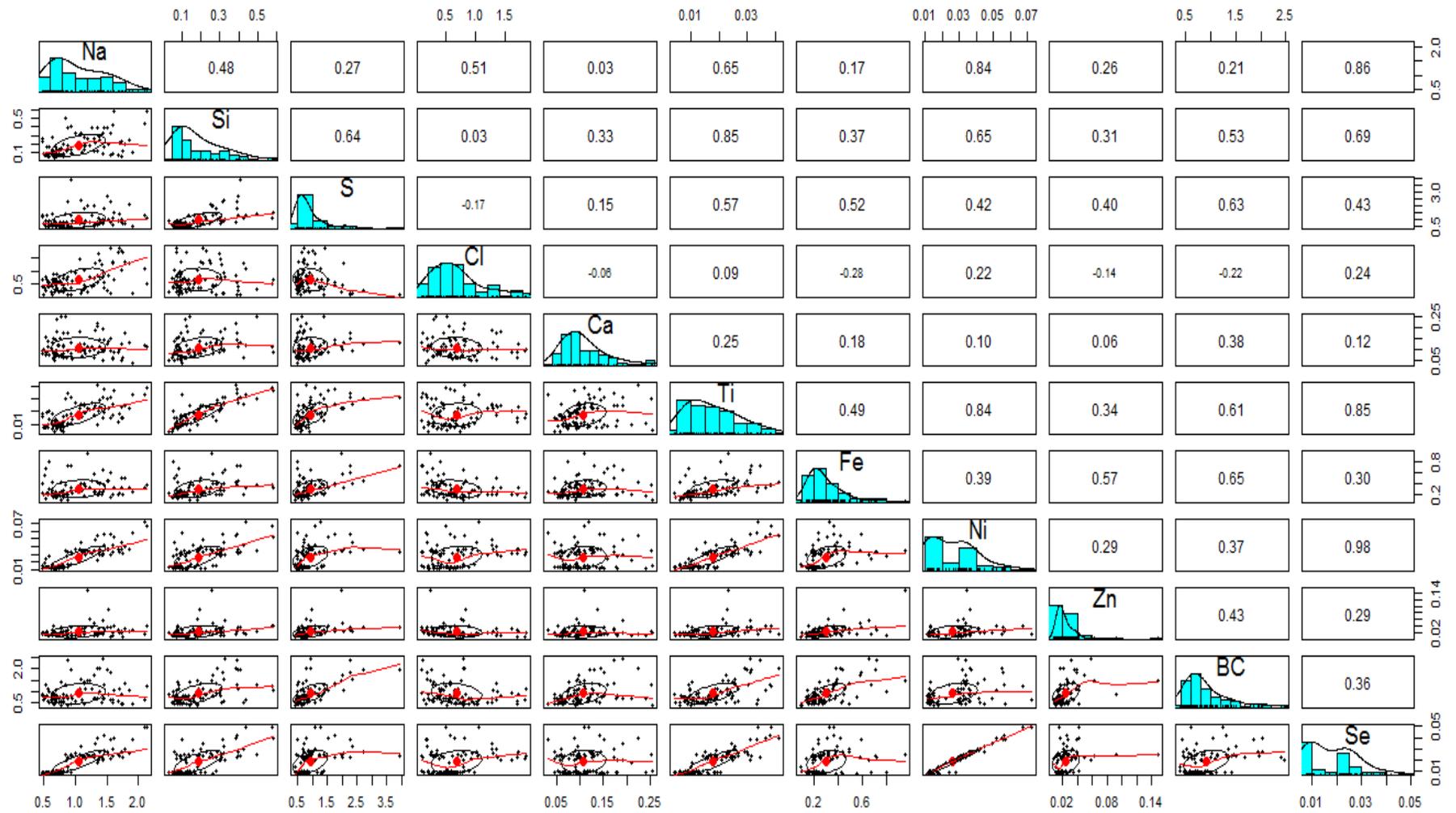


Tabela D.6 – Correlação de elementos químicos no período de inverno e verão



APÊNDICE E – TESTE MANN – WHITNEY PARA OS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP_{2,5}

Tabela E1 - Teste Mann -Whitney para amostras de MP_{2,5} no período de inverno de 21/06/2013 a 21/09/2013..

Teste Mann - Whitney: duas amostras independentes						
Estação	Laranjeiras	J. Camburi	Enseada	Vitória Centro	Ibes	Cariacica
Laranjeiras	1,00	0,24195	0,00176	0,02671	0,04155	0,69549
J. Camburi		1,00	0,00000	0,00004	0,00024	0,04426
Enseada			1,00	0,81552	0,57742	0,02784
Vitória Centro				1,00	0,74620	0,07179
Ibes					1,00	0,13680
Cariacica						1,00

Tabela E2 - Teste Mann -Whitney para amostras de MP_{2,5} no período de verão de 21/12/2013 a 19/03/2014..

Teste Mann - Whitney: duas amostras independentes						
Estação	Laranjeiras	J. Camburi	Enseada	Vitória Centro	Ibes	Cariacica
Laranjeiras	1,00	0,24195	0,00045	0,00004	0,00003	0,13336
J. Camburi		1,00	0,00000	0,00000	0,00000	0,01567
Enseada			1,00	0,82211	0,33052	0,02285
Vitória Centro				1,00	0,41228	0,01274
Ibes					1,00	0,00285
Cariacica						1,00

Tabela E3 - Teste Mann -Whitney para amostras de MP_{2,5} no inverno e verão.

Teste Mann - Whitney: duas amostras independentes	
	Inverno
Verão	0,570252781

Tabela E.4 - Teste Mann -Whitney para média das concentrações e de MP_{2,5} para os períodos inverno e verão.

Teste Mann - Whitney: duas amostras independentes						
Estações - Verão						
Estação - Inverno	Laranjeiras	J. Camburi	Enseada	Vitória Centro	Ibes	Cariacica
Laranjeiras	0,09462	-	-	-	-	-
J. Camburi	-	0,44863	-	-	-	-
Enseada	-	-	0,62424	-	-	-
Vitória Centro	-	-	-	0,73231	-	-
Ibes	-	-	-	-	0,43199	-
Cariacica	-	-	-	-	-	0,52872

APÊNDICE F – GRÁFICOS BOX-PLOT DAS CONCENTRAÇÕES E DE SO_2 , MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$ E SEUS CONSTITUENTES

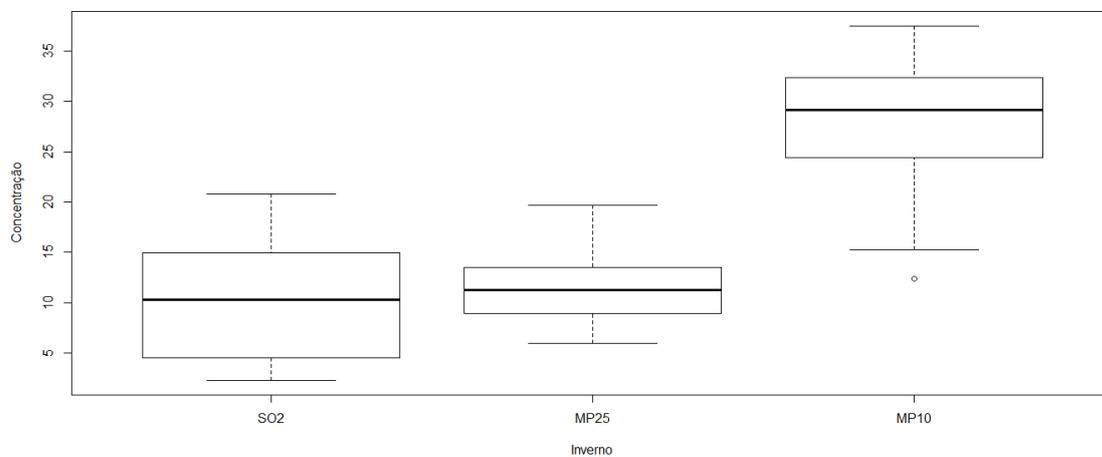


Figura F.1 - Box-Plot do SO_2 , $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} no inverno.

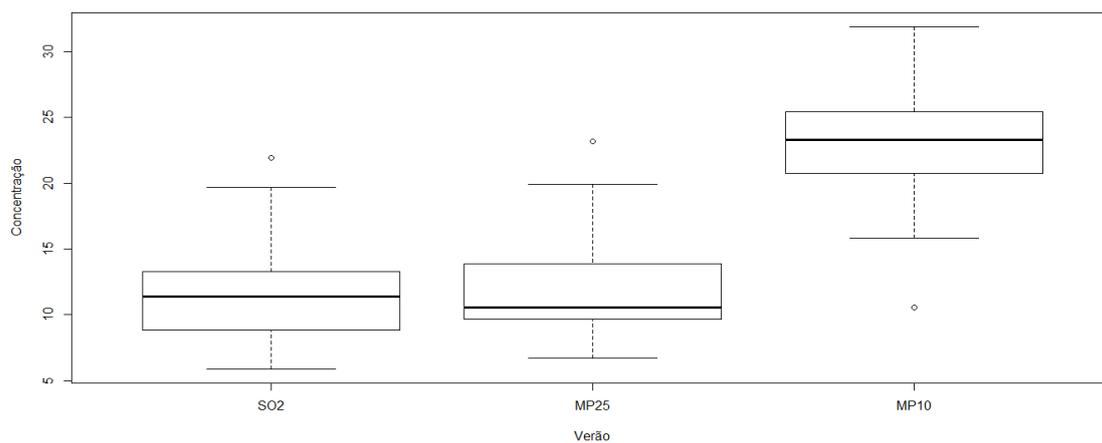


Figura F.2 - Box-Plot do SO_2 , $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} no verão.

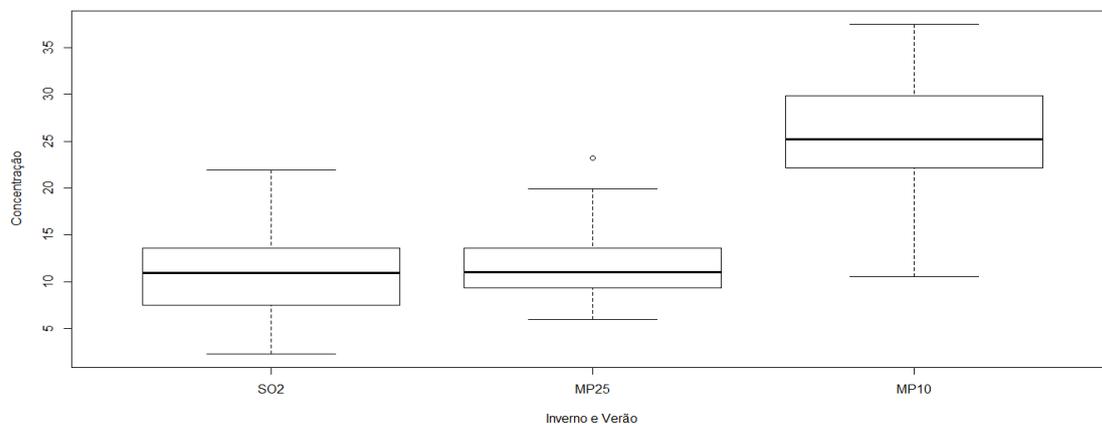


Figura F.3 - Box-Plot da concentração de SO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ e MP_{10} no período completo (inverno e verão).

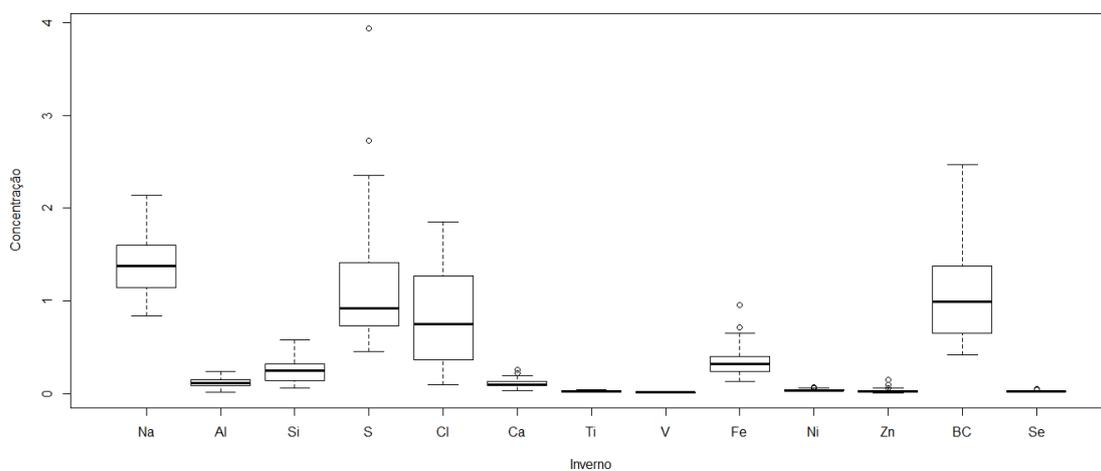


Figura F.4 - Box-Plot da concentração dos elementos químicos no inverno.

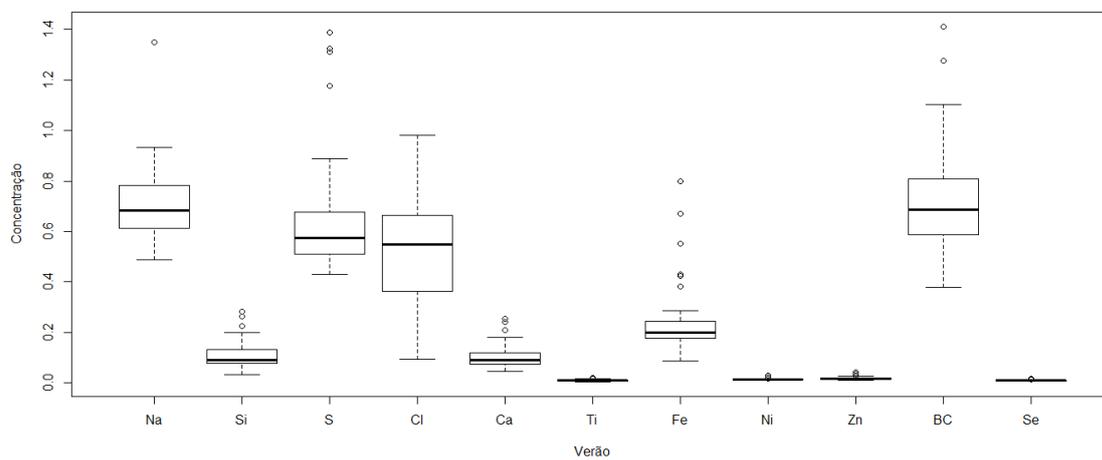


Figura F.5 - Box-Plot da concentração dos elementos químicos no verão.

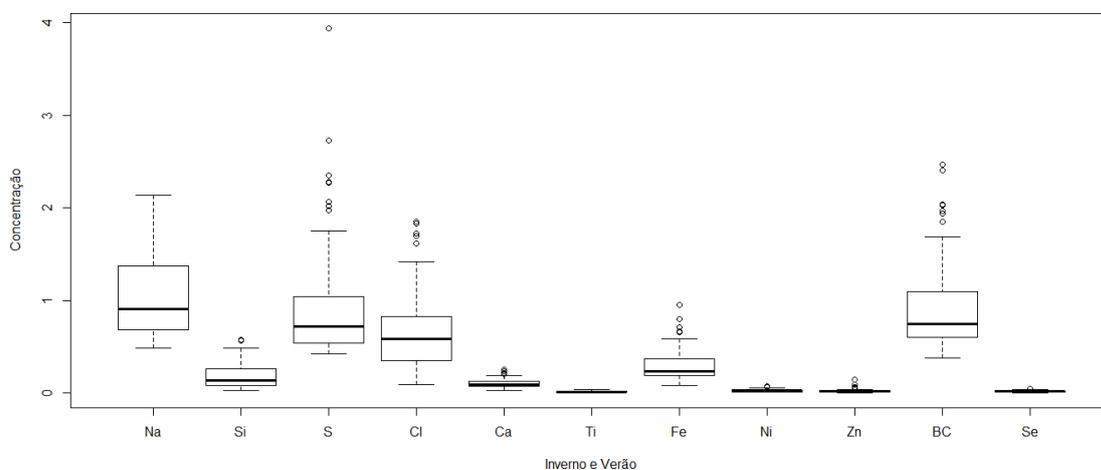


Figura F.6 - Box-Plot da concentração dos elementos químicos no período completo (inverno e verão).

APÊNDICE G – COEFICIENTES ESTIMADOS DO MAG

As Tabelas G.1 a G.14 mostram as estimativas de coeficientes dos ajustes do MAG (com respectivos gráficos de resíduos) para os poluentes individualmente (SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5} no *lag* 0 e MP₁₀ e MP_{2,5} no *lag* 6), para os constituintes químicos do MP_{2,5} relacionados à eventos respiratórios e conjuntamente (SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5}). Modelos considerando a interação entre SO₂, MP₁₀, MP_{2,5} e entre os constituintes químicos presentes no MP_{2,5}, não foram estatisticamente significantes. Para análise conjunta entre poluentes com aplicação do MAG entre os poluentes foram consideradas correlações < 0,5. Na Tabela G 1 são apresentados os coeficientes estimados do ajuste do MAG para o SO₂ que resultou no dia corrente (*lag* 0) uma estimativa ($\hat{\beta}$) de 0,0408 ± 0,0039. Na Tabela G.2 são apresentados os coeficientes estimados do ajuste do MAG para o MP₁₀ com melhor ajuste no dia corrente (*lag* 0), com uma estimativa ($\hat{\beta}$) de 0,0172 ± 0,0032. Na Tabela G 3 é apresentado o resultado do ajuste para o MP_{2,5} que apresentou melhor ajuste no *lag* 6 (com defasagem de seis dias), resultando uma estimativa ($\hat{\beta}$) de 0,0129 ± 0,0061.

Os resultados dos coeficientes estimados do ajuste dos modelos MAG dos constituintes (Si, S, Ti, Ni, Se e BC) que foram significativos estão mostrados nas Tabelas G.4 a G.9. Os respectivos resíduos apresentados corroboram a afirmação de bons ajustes, pois há pouca evidencia de estrutura de autocorrelação entre os resíduos dos modelos; além de evidenciar indícios de normalidade. Os demais resultados de coeficientes são mostrados nas Tabelas G.10 a G.14. As Figuras G.1 (a), (b), (c) a G.14 (a), (b), (c) mostram os respectivos resíduos dos ajustes efetuados. Os gráficos (a) e (b) mostram respectivamente a função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial onde é observado a presença de fraca autocorrelação. No gráfico (c) mostrado a normalidade dos resíduos.

Tabela G 1 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao SO₂ com evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,5651	0,3081	< 2e-16
Terça	-0,1772	0,0464	0,0001
Quinta	-0,2094	0,0482	0,0000
Sábado	-0,1224	0,0462	0,0081
Feriado1	0,4263	0,0946	0,0000
Feriado2	-0,4518	0,1637	0,0058
Inverno	1,0645	0,0812	< 2e-16
SO ₂	0,0408	0,0039	< 2e-16

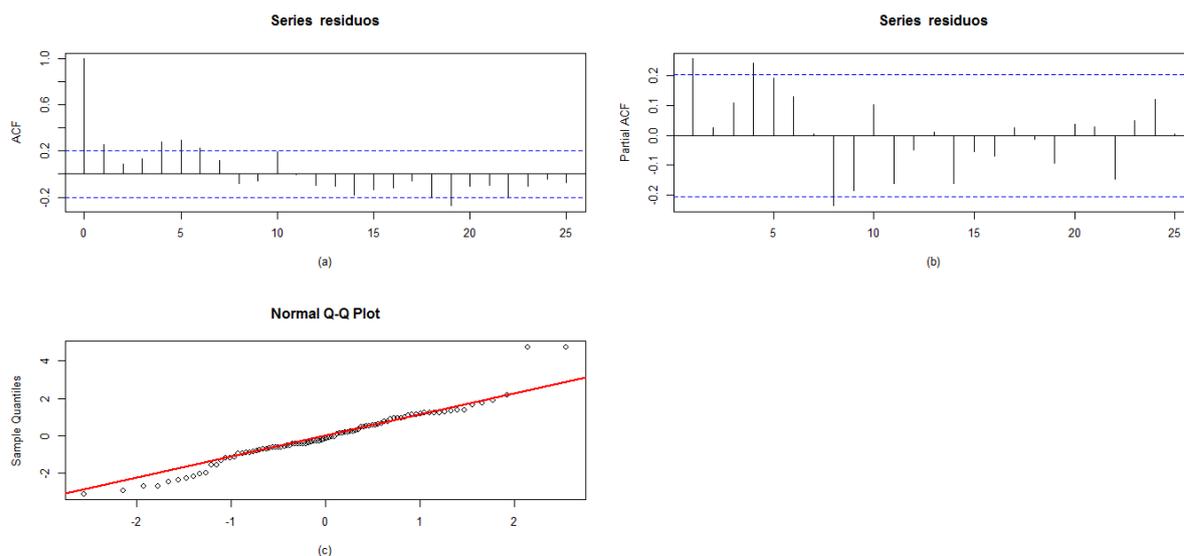


Figura G. 1 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do SO_2 como evento hospitalar no $\text{lag } 0$.

Tabela G 2 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{10} com evento hospitalar no $\text{lag } 0$.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,0578	0,3120	< 2e-16
Terça	-0,2207	0,0464	0,0000
Quinta	-0,2308	0,0481	0,0000
Sábado	-0,1023	0,0470	0,0296
Feriado1	0,4088	0,0942	0,0000
Feriado2	-0,5901	0,1631	0,0003
Inverno	0,8126	0,0839	< 2e-16
MP_{10}	0,0172	0,0032	0,0000

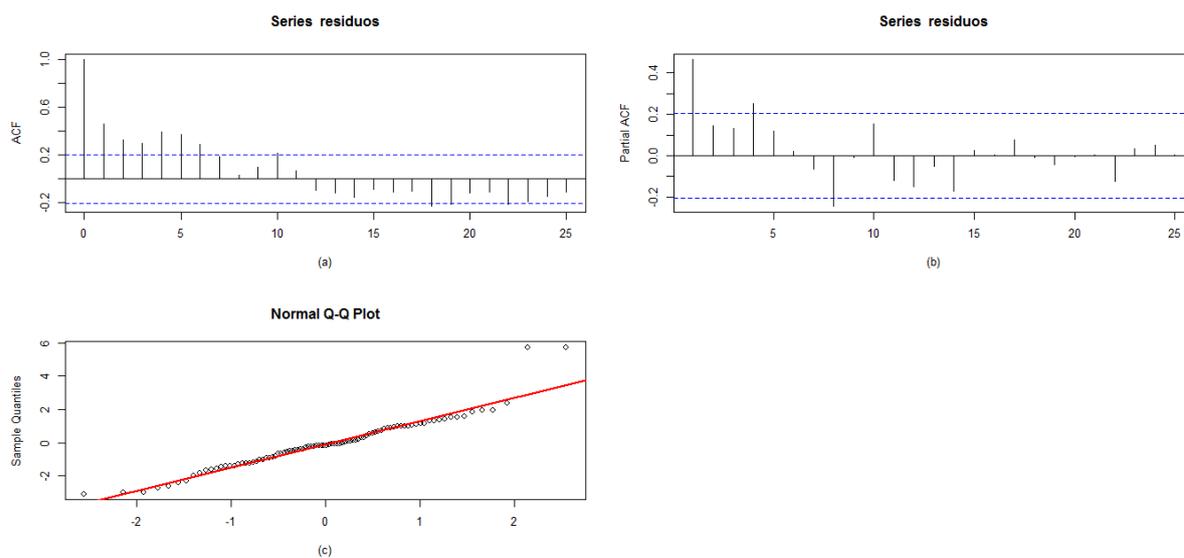


Figura G. 2 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do MP_{10} como evento hospitalar no $\text{lag } 0$.

Tabela G 3 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{2,5} com evento hospitalar no lag 6

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	2,1490	0,5571	0,0001
Terça	-0,1731	0,0495	0,0005
Quinta	-0,1967	0,0488	0,0001
Sábado	-0,1217	0,0484	0,0120
Feriado1	0,5864	0,0950	0,0000
Inverno	0,8010	0,1017	0,0000
MP2,5L3	0,0129	0,0061	0,0352

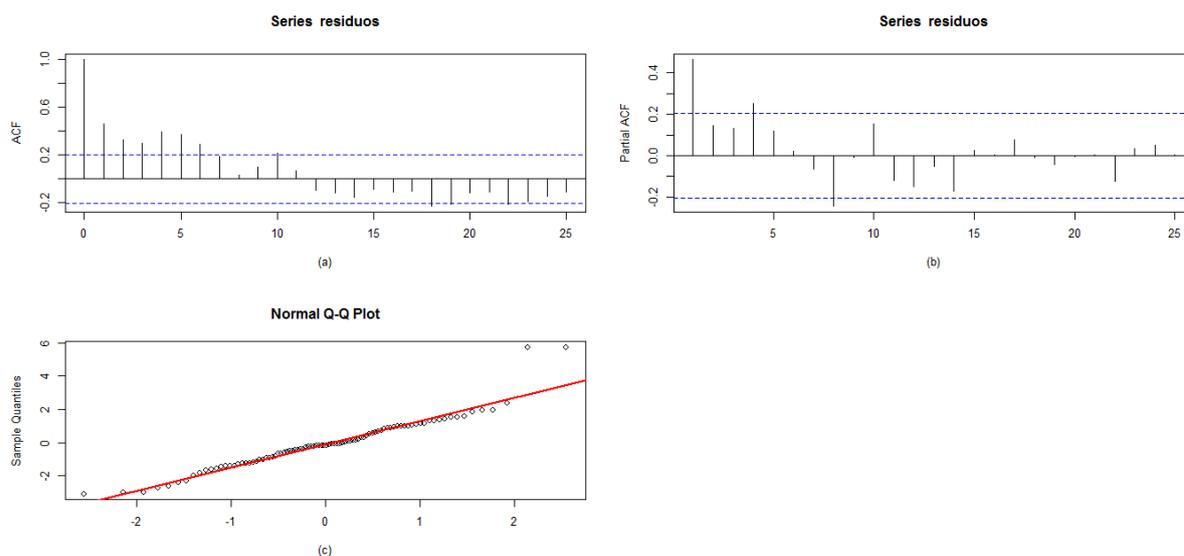
Figura G. 3 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do MP_{2,5} como evento hospitalar no lag 6

Tabela G 4 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao Si com evento hospitalar no lag 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,1672	0,3188	< 2e-16
Terça	-0,1292	0,0464	0,0053
Quinta	-0,1653	0,0487	0,0007
Sábado	-0,1318	0,0477	0,0058
Feriado1	0,5838	0,0946	0,0000
Feriado2	-0,5689	0,1632	0,0005
Inverno	0,9395	0,0817	< 2e-16
Si	1,1201	0,1707	0,0000

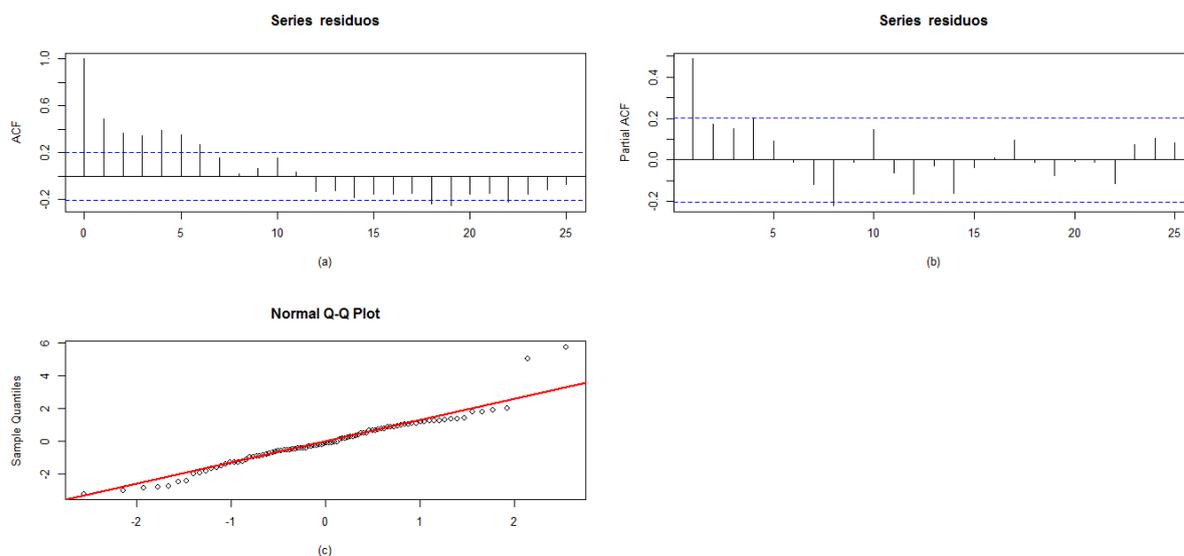


Figura G. 4– Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do Si como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G 5 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao S com evento hospital no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	2,9909	0,3088	< 2e-16
Terça	-0,1607	0,0464	0,0005
Quinta	-0,1612	0,0481	0,0008
Sábado	-0,1248	0,0464	0,0072
Feriado1	0,5293	0,0942	0,0000
Feriado2	-0,5686	0,1631	0,0005
Inverno	0,9905	0,0785	< 2e-16
S	0,1853	0,0286	0,0000

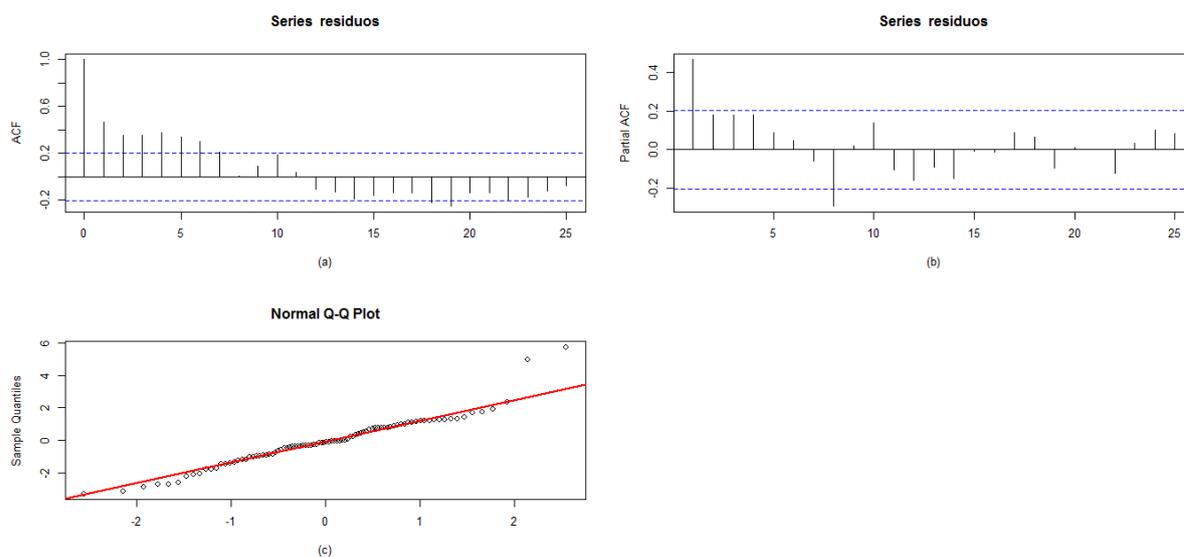


Figura G. 5 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do S como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.6 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao Ti com evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,1704	0,3087	< 2e-16
Terça	-0,1148	0,0464	0,0133
Quinta	-0,1938	0,0481	0,0001
Sábado	-0,1459	0,0473	0,0021
Feriado1	0,4730	0,0942	0,0000
Feriado2	-0,5266	0,1631	0,0012
Inverno	0,9464	0,0823	< 2e-16
Ti	6,3223	2,7326	0,0207

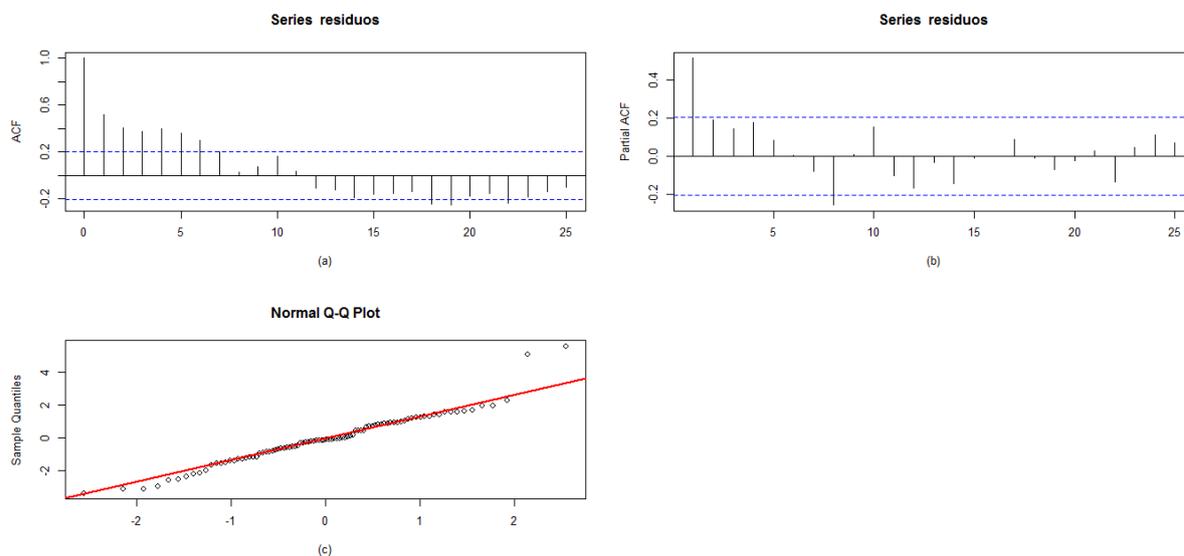


Figura G. 6 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do Ti como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.7 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao Ni com evento hospitalar no *lag* 2.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	1,9938	0,3190	0,0000
Terça	-0,1369	0,0466	0,0033
Quinta	-0,2041	0,0483	0,0000
Sábado	-0,0939	0,0460	0,0415
Feriado1	0,4959	0,0946	0,0000
Feriado2	-0,3378	0,1635	0,0388
Nilag1	4,8348	1,8764	0,0100

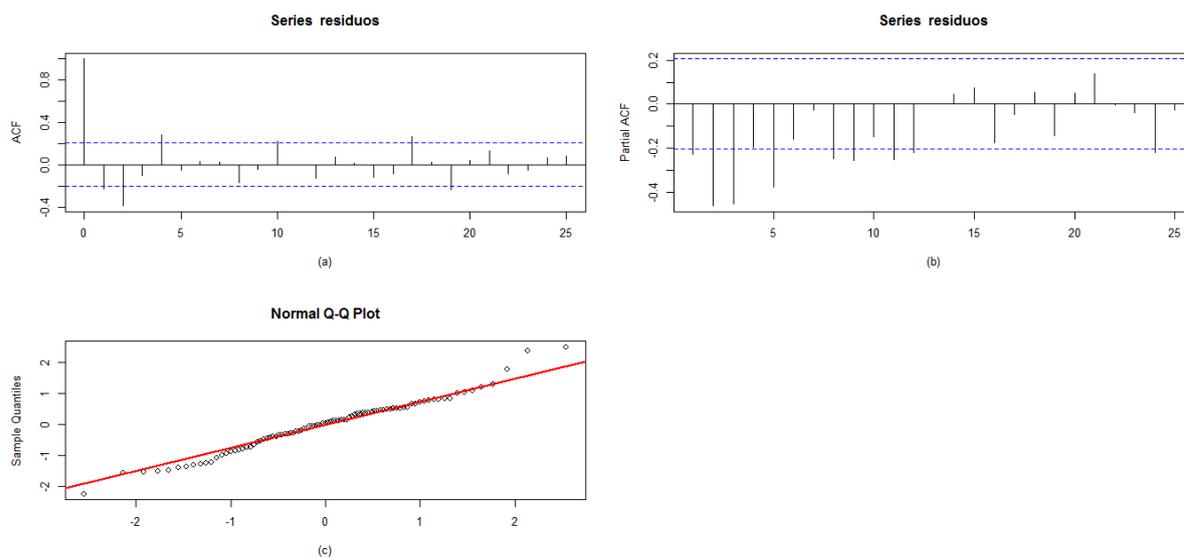


Figura G. 7 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do Ni como evento hospitalar no *lag 2*

Tabela G. 8 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao Se com evento hospitalar no *lag 2*.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercept	2,6499	0,2414	< 2e-16
Terça	-0,1084	0,0455	0,0173
Quinta	-0,1507	0,0465	0,0012
Feriado 1	0,4606	0,0917	0,0000
Feriado 2	-0,3364	0,1622	0,0381
Se	8,7026	2,4427	0,0004

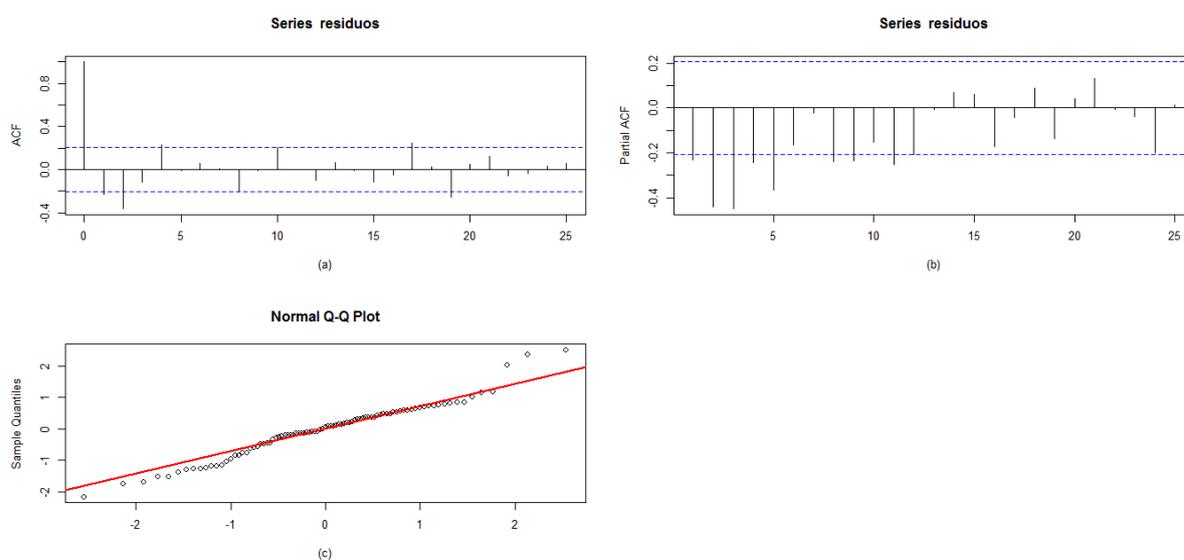


Figura G. 8 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do Se como evento hospitalar no *lag 2*.

Tabela G.9 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao BC com evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	2,7715	0,3312	< 2e-16
Terça	-0,1345	0,0467	0,0040
Quinta	-0,1848	0,0482	0,0001
Sábado	-0,1257	0,0476	0,0083
Feriado1	0,4371	0,0952	0,0000
Feriado2	-0,5344	0,1630	0,0010
Inverno	1,0545	0,0801	< 2e-16
BC	0,1325	0,0391	0,0007

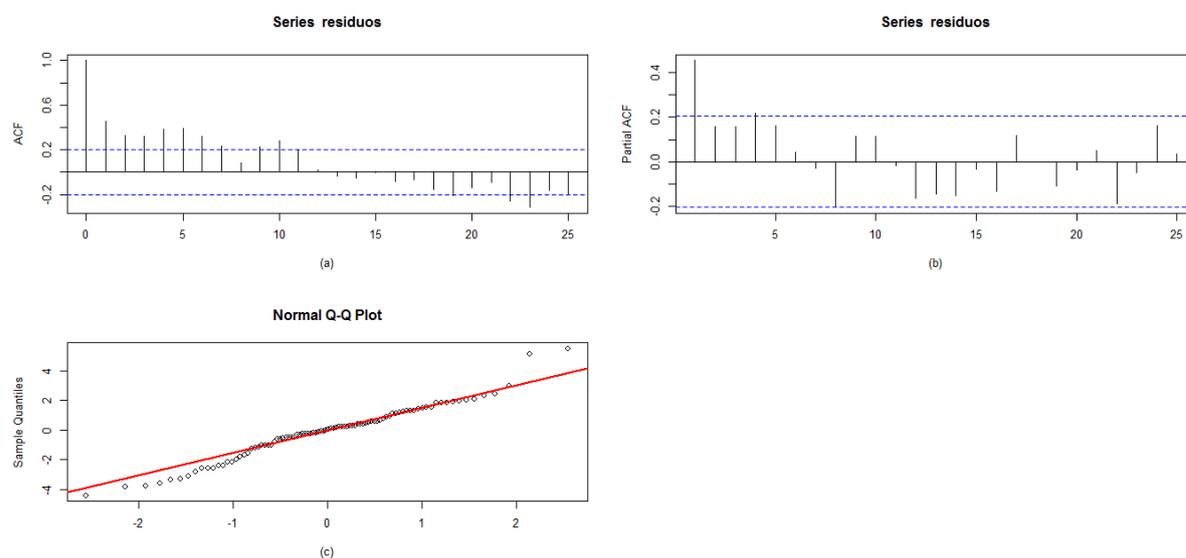


Figura G. 9 –Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do BC como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.10 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{2,5} e evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,5975	0,5397	0,0000
Terça	-0,1370	0,0467	0,0033
Quinta	-0,1505	0,0484	0,0019
Sábado	-0,1037	0,0467	0,0263
Feriado1	0,4509	0,0941	0,0000
Feriado2	-0,4787	0,1642	0,0036
Inverno	1,1492	0,0917	< 2e-16
MP _{2,5}	0,0089	0,0057	0,0118

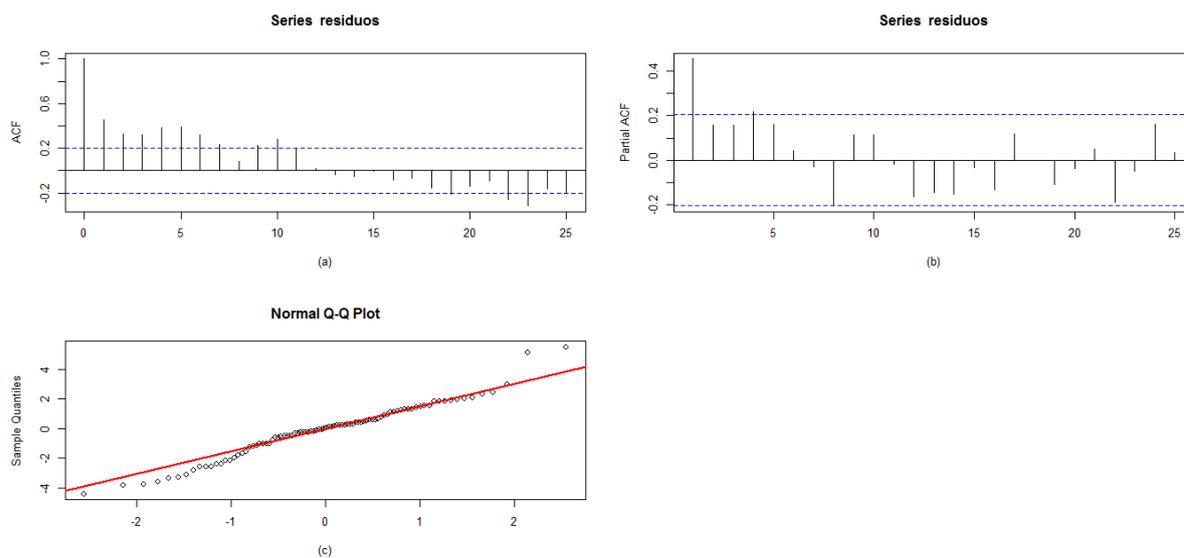


Figura G.10 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do $MP_{2,5}$ como evento hospitalar no *lag 0*

Tabela G.11 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao $MP_{2,5}$ e SO_2 com evento hospitalar no *lag 0*.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,3477	0,3307	< 2e-16
Terça	-0,1915	0,0468	0,0000
Quinta	-0,1886	0,0483	0,0001
sábado	-0,1452	0,0469	0,0020
Feriado1	0,5358	0,0947	0,0000
Feriado2	-0,4397	0,1639	0,0073
Inverno	1,2067	0,0893	< 2e-16
$MP_{2,5}$	0,0106	0,0057	0,0616
SO_2	0,0442	0,0039	< 2e-16

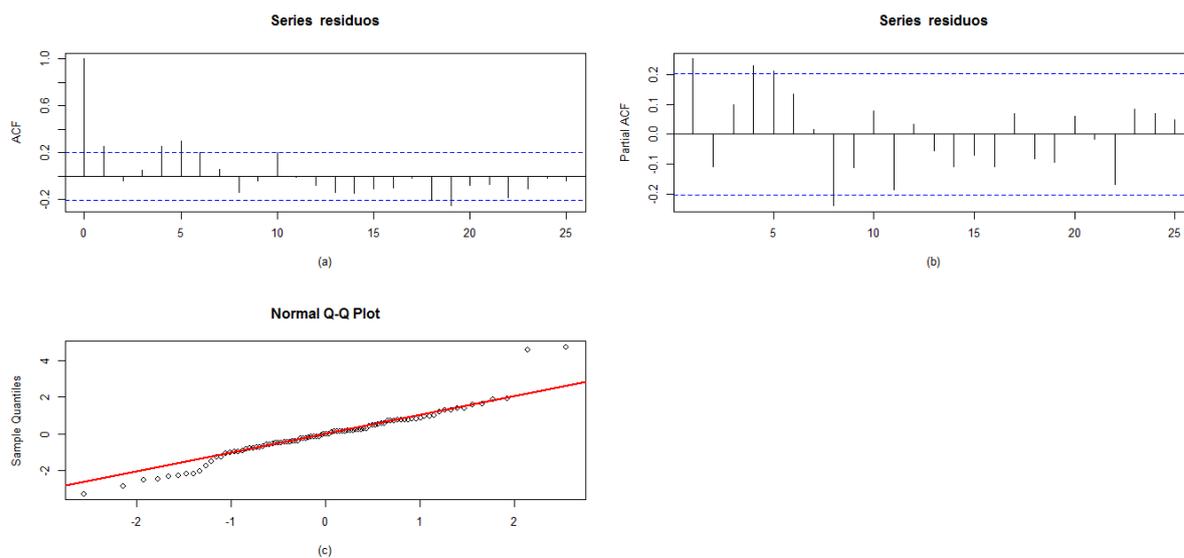


Figura G.11 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do $MP_{2.5}$ e SO_2 como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.12 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{10} e SO_2 com evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,6895	0,3115	< 2e-16
Terça	-0,1840	0,0466	0,0001
Quinta	-0,1915	0,0484	0,0001
sábado	-0,1475	0,0469	0,0017
Feriado1	0,5143	0,0947	0,0000
Feriado2	-0,4340	0,1638	0,0080
Inverno	1,0852	0,0895	< 2e-16
MP_{10}	0,0021	0,0033	0,5243
SO_2	0,0425	0,0040	< 2e-16

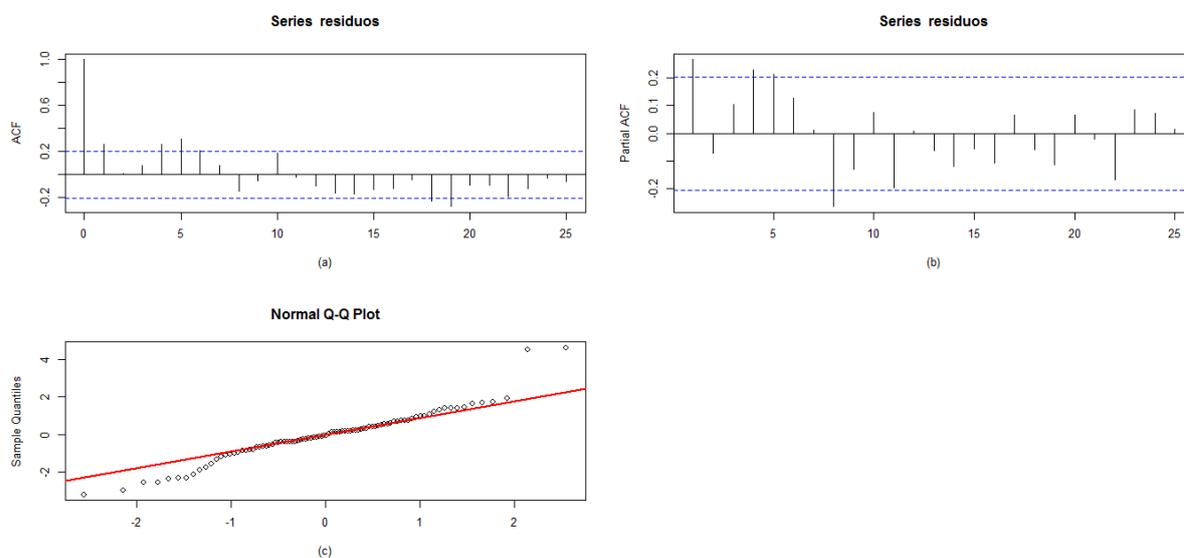


Figura G.12 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do MP_{10} e SO_2 como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.13 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{10} , $MP_{2,5}$ e SO_2 com evento hospitalar no *lag* 0.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	3,3221	0,3601	< 2e-16
Terça	-0,1881	0,0468	0,0001
Quinta	-0,1854	0,0484	0,0001
Sábado	-0,1480	0,0471	0,0017
Feriado1	0,5352	0,0948	0,0000
Feriado2	-0,4376	0,1639	0,0076
Inverno	1,2287	0,1171	< 2e-16
$MP_{2,5}$	0,0116	0,0073	0,1123
MP_{10}	-0,0014	0,0042	0,7438
SO_2	0,0448	0,0041	< 2e-16

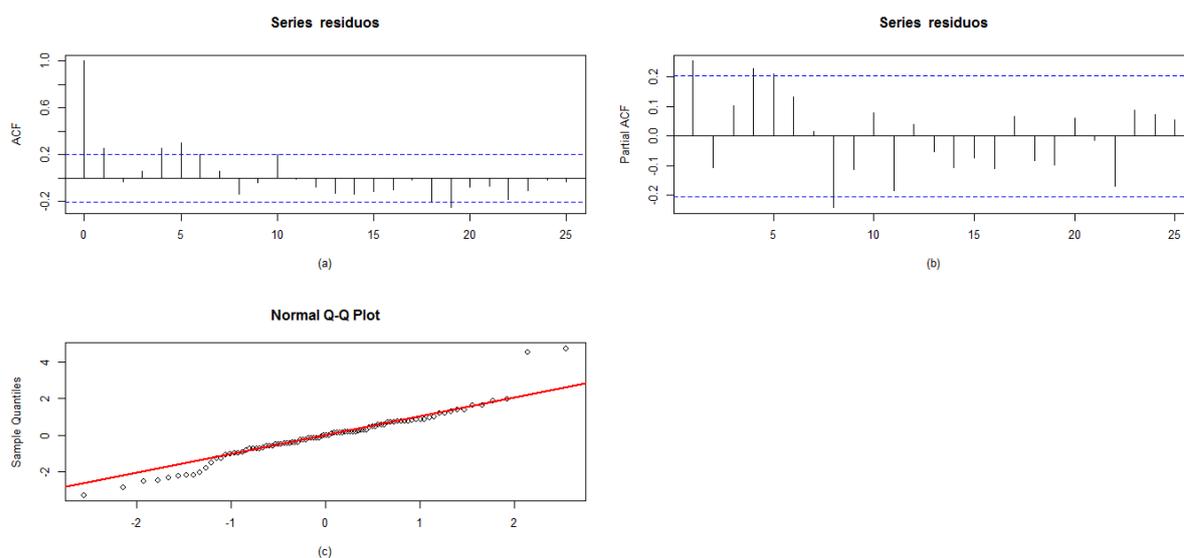


Figura F.13 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do MP_{10} , $MP_{2,5}$ e SO_2 como evento hospitalar no *lag* 0.

Tabela G.14 - Coeficientes estimados do modelo de regressão MAG considerando a exposição ao MP_{10} com evento hospitalar no *lag* 6.

	Estimativa	Erro padrão	P_Valor
Intercepto	2,1115	0,3383	0,0000
Terça	-0,1360	0,0483	0,0049
Quinta	-0,1775	0,0480	0,0002
Feriado1	0,4955	0,0923	0,0000
feriado2	-0,3359	0,1633	0,0397
Inverno	0,5359	0,0803	0,0000
MP_{10} lag 3	0,0068	0,0029	0,0190

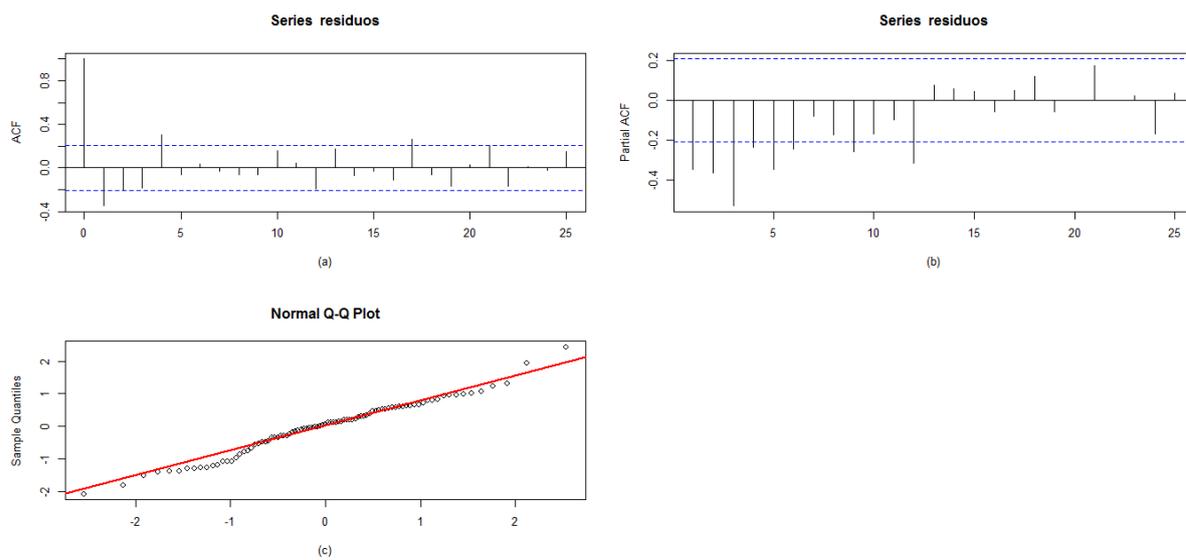


Figura F.14 – Resíduos calculados do MAG, considerando a exposição do MP_{10} como evento hospitalar no *lag* 6.

APÊNDICE H – AJUSTES ENTRE AS SÉRIES TEMPORAIS DOS DESFECHOS HOSPITALARES (DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS ATÉ 12 ANOS) ORIGINAIS E MODELADAS.

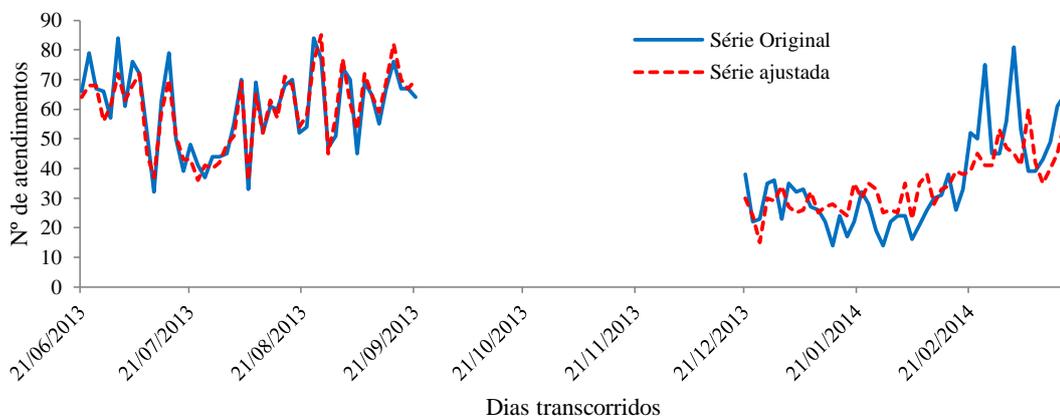


Figura J.1 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (SO_2) no lag 0.

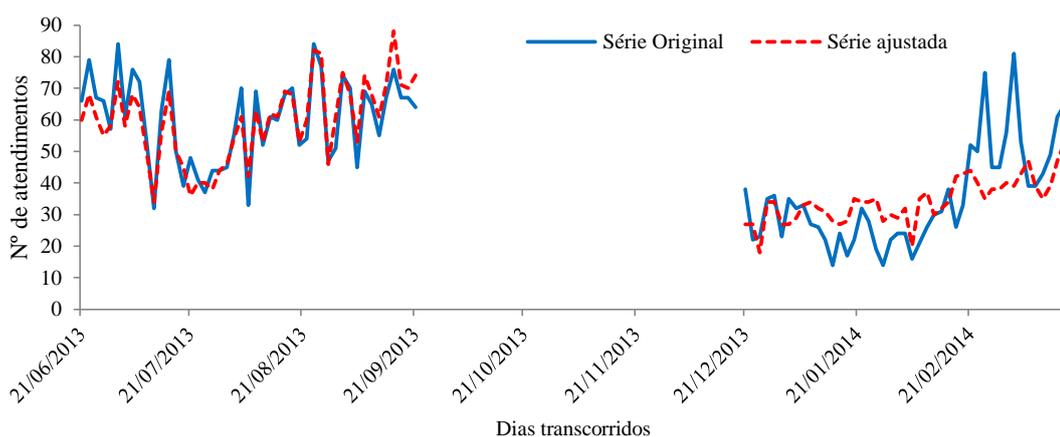


Figura J.2 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (MP_{10}) no lag 0.

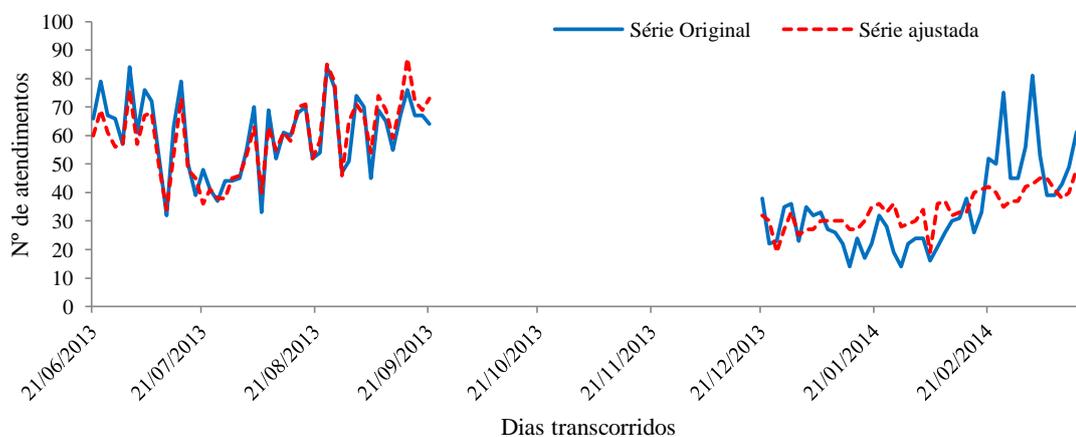


Figura J.3 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao ($\text{MP}_{2,5}$) no lag 6.

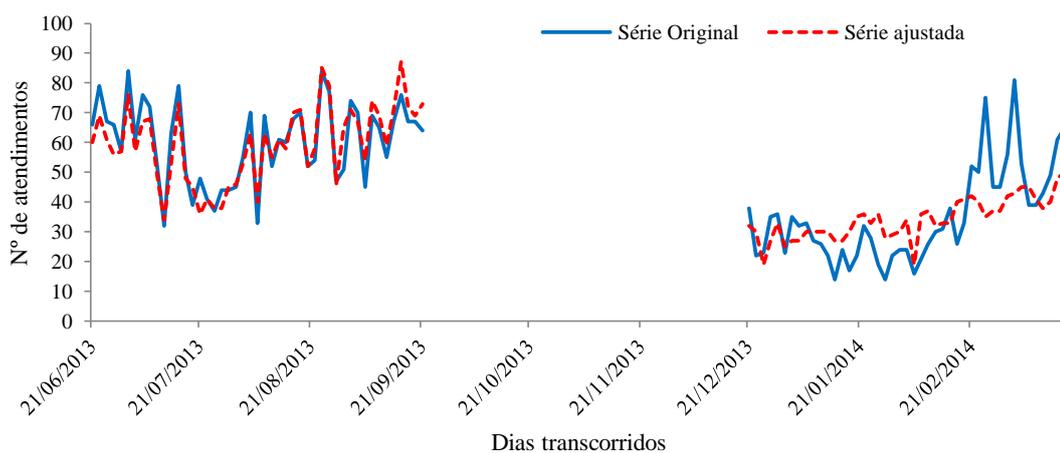


Figura J.4 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (Si) no lag 0.

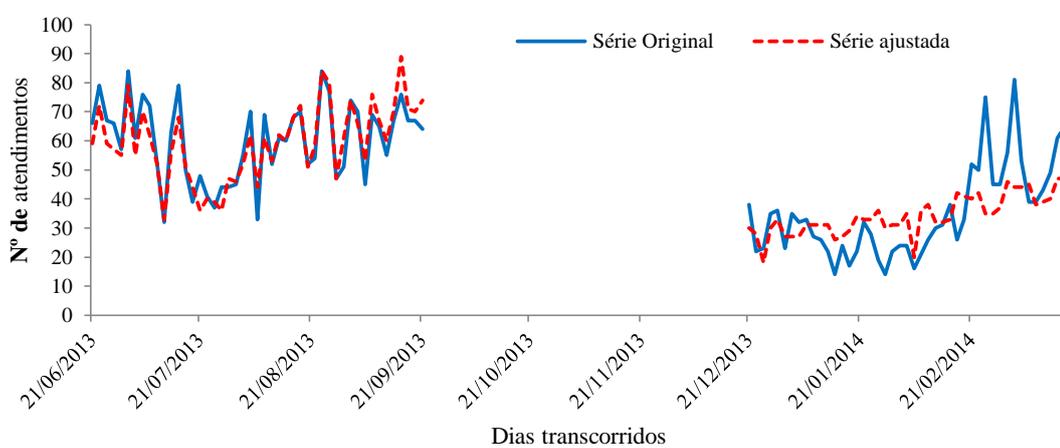


Figura J.5 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (S) no lag 0.

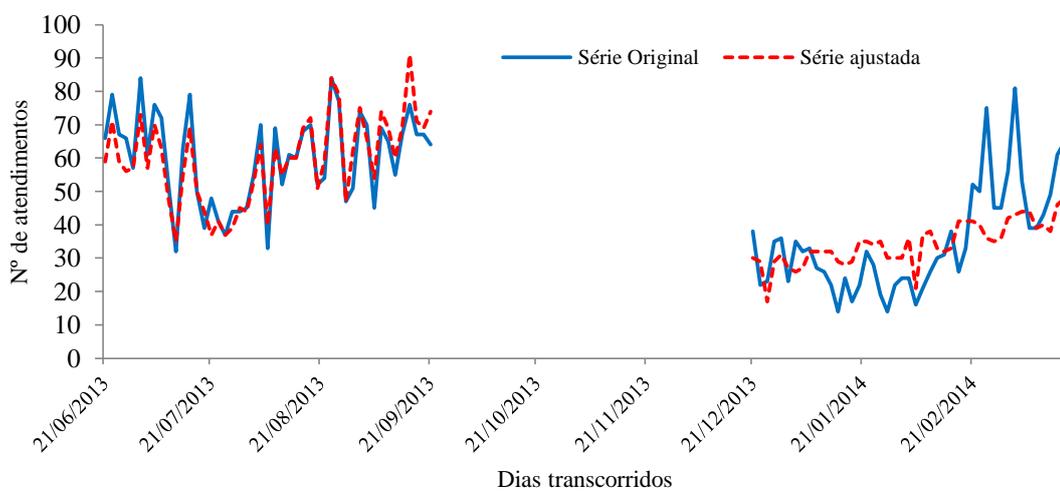


Figura J.6 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (Ti) no lag 0.

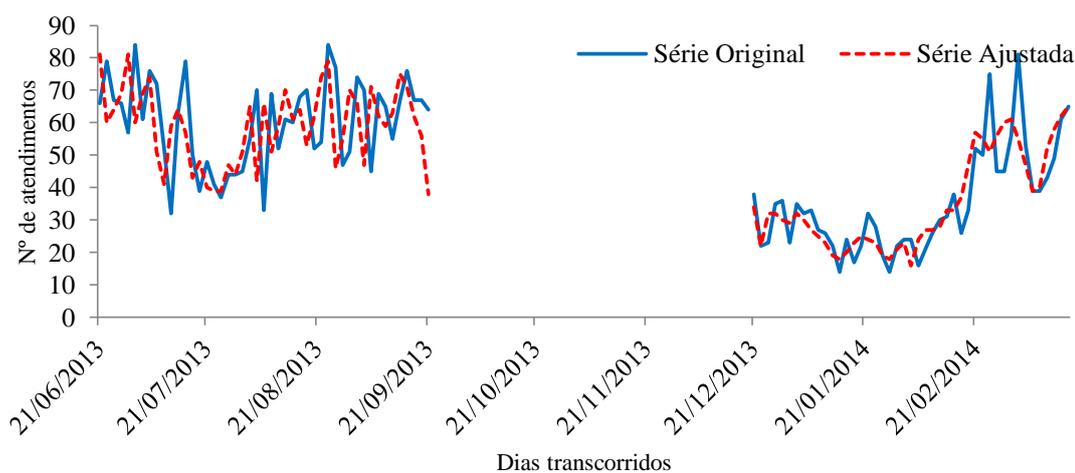


Figura J.7 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (Ni) no lag 2.

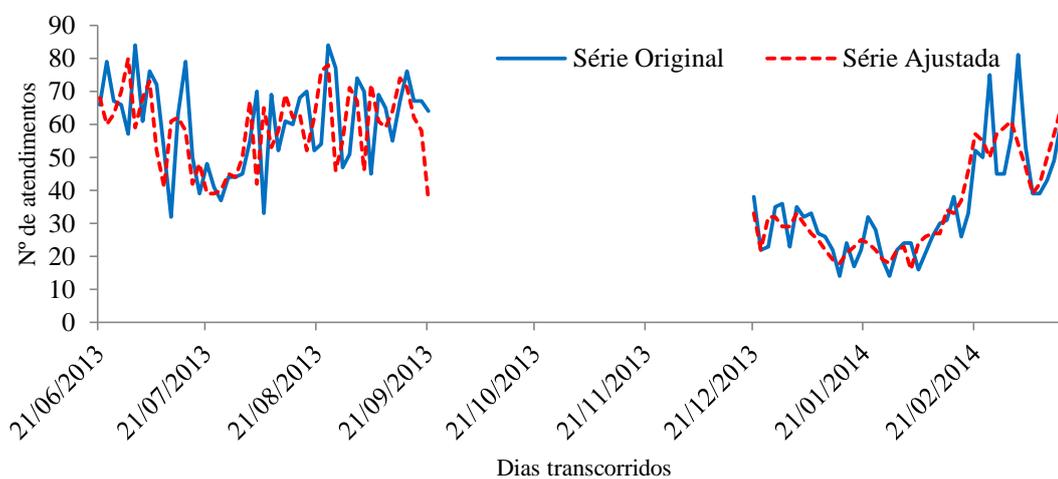


Figura J.8 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (Se) no lag 2.

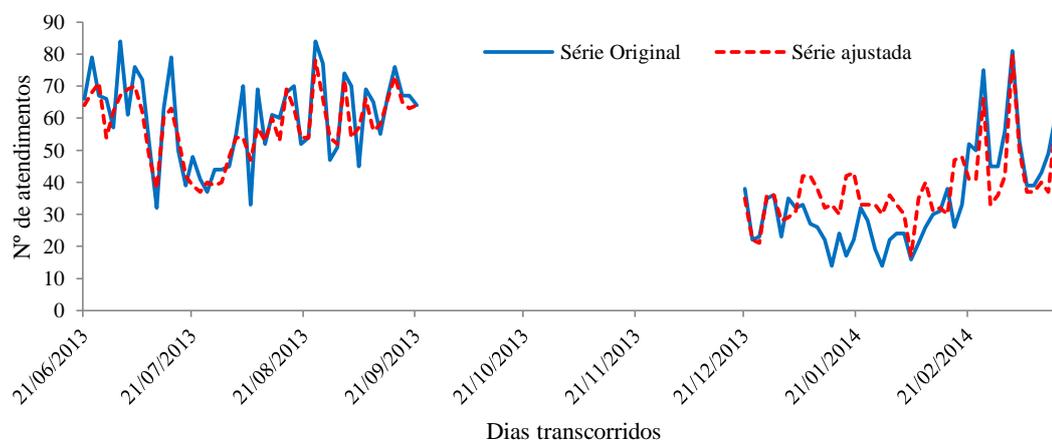


Figura J.9 - Ajuste do modelo MAG considerando exposição ao (BC) no lag 0.