

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

Geovane Carlos Barbosa

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.

Vitória
2009

Geovane Carlos Barbosa

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.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de poluição do ar.

Orientador: Prof. Dr. Valdério Anselmo Reisen.

Co-orientador: Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.

Vitória
2009

Gxxx Barbosa, Geovane Carlos

O Modelo Aditivo Generalizado e a Técnica de *Bootstrap*: Um estudo entre o número de atendimento hospitalar por causas respiratórias e a Qualidade do Ar. Geovane Carlos Barbosa – 2009.
60f.

Orientadores: Valdério A. Reisen, Neyval C. Reis Jr.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Espírito Santo,
Centro Tecnológico.

1. Séries Temporais. 2. Qualidade do Ar. 3. Modelo aditivo generalizado.
4. Técnica de *bootstrap*

Geovane Carlos Barbosa

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.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de poluição do ar.

Aprovada em 28 de Agosto de 2009.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Valdério Anselmo Reisen - UFES

Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr. - UFES

Prof. Dra Jane Meri Santos - UFES

Prof. Dr. Cristiano Augusto Coelho Fernandes - PUC-RIO

A DEUS pela vida.

*”Porque desde a antiguidade não se ouviu,
nem com ouvidos se percebeu, nem com os olhos se viu
um Deus além de ti que trabalha para aquele que nele espera”.*
Isaías 64:4.

Agradecimentos

- A DEUS sobre todas as coisas.
- A minha mãe Marli Carlos Barbosa, aos meus irmãos e aos meus avós pelos ensinamentos, paciência, cuidado, amor e dedicação ao longo dessa jornada.
- Ao professor orientador Valdério Anselmo Reisen que durante esses anos de convivência me proporcionou ensinamentos, conselhos e principalmente por ter acreditado no meu potencial.
- Ao professor Co-orientador Neyval Costa Reis Jr. pela dedicação e conhecimento.
- A professora Jane Meri Santos pelo suporte dado no início do projeto de pesquisa, pelos ensinamentos valiosos e discussões que estimularam a exploração de novos caminhos.
- A professora Glaura da Conceição Franco pelos ensinamentos e sugestões.
- Aos colegas Alexandre Magalhães Santiago, Valdir José de Sousa, Camila Carnielli, Edilson Luiz do Nascimento, Alyne Neves Silva, Giovanni Comarella, Nataly Gimenez, Fábio Fajardo, Leandro Melo de Sá, Sandra Paule Beghi que sempre me ajudaram com o conhecimento, conselhos e motivações para a conclusão desse trabalho.
- Ao meu amigo Kennedy Scopel que juntos construímos uma amizade que jamais será esquecida.
- Ao meu amigo Wesley Rocha Gripa, pelo incentivo, pelos momentos engraçados proporcionados, e um enorme agradecimento a sua família que sempre me acolheu muito bem em sua casa.
- Aos funcionários da universidade: Rose Mary Nunes Leão e Maria da Penha R. da Rocha que sempre me trataram com carinho.
- A todos os professores que contribuíram para a minha formação, com seus ensinamentos, conselhos e experiência.
- Àquelas pessoas que direta ou indiretamente colaboraram na realização e concretização dessa pesquisa.

Resumo

Os Modelos Aditivos Generalizados (MAG) tornaram-se referência na análise dos efeitos de curto prazo da poluição atmosférica na saúde humana. Ultimamente, têm-se sido constatado no MAG um efeito chamado concurvidade (análogo a multicolinearidade na modelagem paramétrica) que leva a subestimação dos erros padrões afetando os intervalos de confiança assintóticos dos parâmetros do modelo. Alguns estudos propuseram a utilização de métodos bootstrap condicional para a construção de intervalos de confiança para os parâmetros do modelo, com o intuito de minimizar os efeitos da concurvidade. Esta dissertação utiliza o MAG e técnica de *bootstrap* para explicar a associação entre o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias em crianças de 0 a 6 anos de idade e as concentrações diárias dos poluentes (PM_{10} , O_3 e NO_2). Os resultados mostram que, em geral, os procedimentos e os intervalos de confiança bootstrap condicional apresentam um desempenho satisfatório quando utilizados na classe MAG, que por sua vez encontrou efeitos maléficos dos poluentes investigados na saúde das crianças que apresentaram problemas respiratórios no período do estudo.

Palavras Chave: Séries Temporais. Qualidade do Ar. Modelo Aditivo Generalizado. Técnica de *Bootstrap*. Concurvidade.

Abstract

The generalized additive models (GAMs) have become reference in the analysis of short-term effects of air pollution on human health. Lately, an effect called GAM concurvidade (analogous to multicollinearity in parametric modeling) has been found. This effect leads to underestimation of standard errors affecting its asymptotic confidence intervals of the parameters of the model. Some studies have proposed the use of the conditional bootstrap method to construct confidence intervals for the model parameters. This dissertation uses the GAM and the bootstrap techniques to explain the association between the number of hospital visits due to respiratory diases in children age from 0 to 6 years old and daily concentrations of pollutants (PM_{10} , O_3 and NO_2). The results show that, in general, the procedures and conditional bootstrap confidence intervals have satisfying performances when used in GAM. The GAM confirms a relation between air pollution and children's health conditions during the studied period.

Keywords: Time Series. Air Quality. *Bootstrap*. Generalized additive models. Concurvity

Lista de Figuras

4.1	Média das concentrações dos poluentes (a) PM_{10} , (b) O_3 , (c) NO_2 e (d) SO_2 da estação de Laranjeiras, localizada no município da Serra, no período compreendido de jan/2001 a dez/2004.	40
4.2	Médias diárias das variáveis meteorológicas (a) Temperatura mínima, (b) Temperatura média, (c) Temperatura máxima e (d) Umidade relativa do ar da estação de Laranjeiras localizada no município da Serra, no período compreendido de jan/2001 a dez/2004.	41
5.1	Ilustração da técnica de <i>bootstrap</i>	51
6.1	Gráficos do tipo <i>Box-Plot</i> para as concentrações dos poluentes atmosféricos (a) partículas inaláveis - PM_{10} , (b) Ozônio - O_3 , (c) Dióxido de Nitrogênio - NO_2 e (d) atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade no período de 2001 a 2004.	58
6.2	Distribuição média horária, ciclo semanal e mensal dos poluentes atmosféricos PM_{10} (a),(b),(c) e do poluente O_3 (d), (e), (f)	59
6.3	Distribuição horária, semanal e mensal do poluente atmosférico NO_2 ((a), (b), (c)) e dos Atendimentos por DAR semanais e mensais ((d), (e), (f)).	60
6.4	Decomposição temporal dos atendimentos por DAR e dos poluentes PM_{10} , O_3 e NO_2 da estação de laranjeiras no período de jan/2001 a dez/2004.	62
6.5	Níveis de (a) material particulado inalável (PM_{10}), (b) Ozônio (O_3), (c) dióxido de enxofre (NO_2) com atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade, Serra, Brasil, 2001 a 2004.	63

6.6	Ajuste (modelo MAG) e os resíduos de <i>Pearson</i> do modelo aplicado aos dados de atendimentos hospitalares por doenças respiratórias.	64
6.7	Efeitos dos acréscimos das variações interquartílicas dos poluentes $PM_{10}(12\mu g/m^3)$, $O_3(15\mu g/m^3)$ e $NO_2(10\mu g/m^3)$ nos atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes no município da Serra,ES,Brasil, no período de 2001 a 2004 considerando o bootstrap condicional	70
6.8	Efeitos dos acréscimos das variações interquartílicas dos poluentes $PM_{10}(12\mu g/m^3)$, $O_3(15\mu g/m^3)$ e $NO_2(10\mu g/m^3)$ nos atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes no município da Serra,ES,Brasil, no período de 2001 a 2004, considerando o bootstra residual	71

Lista de Tabelas

3.1	Padrões Nacionais de qualidade do ar(Resolução CONAMA 003 de 28/06/1990).	17
3.2	Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.	24
3.3	Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.	25
3.4	Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.	26
6.1	Estatísticas descritivas dos poluentes, variáveis meteorológicas e atendimentos por DAR no município da Serra, jan/2001 a dez/2004.	56
6.2	Média diária(\pm Desvio Padrão) para os dados de Atendimentos por DAR e para os poluentes PM ₁₀ , O ₃ e NO ₂	57
6.3	Correlação entre os poluentes no município da Serra, jan/2001 a dez/2004. . . .	57
6.4	Risco relativo dos poluentes PM ₁₀ ($12.62 \mu g/m^3$), O ₃ (variação de $15.45 \mu g/m^3$) e NO ₂ (variação de $10 \mu g/m^3$), utilizando os intervalos MAG e <i>bootstrap</i> condicional.	66
6.5	Risco relativo para os aumentos nos atendimentos hospitalares por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade para acréscimos de $12.62 \mu g/m^3$, $15.45 \mu g/m^3$ e $10 \mu g/m^3$ nas concentrações dos poluentes PM ₁₀ , O ₃ e NO ₂ respectivamente.	68
6.6	Percentual de cobertura dos intervalos de confiança <i>bootstrap</i> baseados nos métodos <i>bootstrap</i> condicional	69

6.7	Percentual de cobertura dos intervalos de confiança <i>bootstrap</i> baseados nos métodos <i>bootstrap</i> residual	69
-----	---	----

Sumário

Resumo	8
Abstract	8
Lista de Figuras	9
Lista de Tabelas	10
1 Introdução	12
2 Objetivo	15
2.1 Objetivo Geral	15
2.2 Objetivos Específicos	15
3 Revisão Bibliográfica	16
3.1 Efeitos dos Poluentes na Saúde	16
3.1.1 Material Particulado PM ₁₀	17
3.1.2 Ozônio - O ₃	18
3.1.3 Dióxido de Nitrogênio - NO ₂	20
3.2 Estudos Ecológicos	20

3.3	Revisão dos estudos envolvendo poluição do ar e saúde utilizando o modelo aditivo generalizado e a técnica de <i>bootstrap</i>	23
4	Materiais e Métodos	38
4.1	Área de Estudo	38
4.2	Período do estudo	38
4.3	Desfecho de Saúde	39
4.4	Poluentes Ambientais	39
4.5	Variáveis Meteorológicas	41
4.6	Risco Relativo	42
4.7	Análise Estatística	43
5	Modelos de Contagem	46
5.1	Modelo Linear Generalizado	46
5.1.1	Família de Distribuição Exponencial	47
5.2	Modelo Aditivo Generalizado -MAG	48
5.3	Técnica de <i>Bootstrap</i>	50
5.3.1	<i>Bootstrap</i> paramétrico condicional	51
5.3.2	<i>Bootstrap</i> não paramétrico residual	52
5.4	Intervalos de Confiança	53
6	Resultados	55
6.1	Estatística Descritiva	55
6.2	Ajuste do Modelo	63
7	Conclusões e Recomendações	72
7.1	Conclusão	72
7.2	Recomendações	74

Os efeitos adversos dos poluentes atmosféricos na saúde humana têm sido uma preocupação dos órgãos regulamentadores e de saúde pública a longo dos últimos 50 anos. A confirmação sobre os efeitos adversos provocados pelas concentrações dos poluentes na saúde pode ser obtida a partir de estudos populacionais utilizando métodos de investigação epidemiológica, orientando o desenvolvimento de normas visando o controle das emissões e da qualidade do ar.

Os efeitos nocivos da poluição têm sido observados no aumento da mortalidade e da morbidade ¹ por doenças respiratórias e cardiovasculares (Schwartz, 1992; Dockery et al, 1994; Schwartz, 1994; Burnett et al, 1997; Atkinson et.al, 1999; Schwartz, 2001; Schwartz, 2000). Vários fatores contribuíram para que relações estabelecidas entre a qualidade do ar e saúde fossem encontradas, dentre eles podemos citar a expansão industrial, urbanização, aumento populacional, frota veicular, crescimento econômico, tecnológico e, conseqüentemente o aumento da demanda energética, deram origem a uma profunda deterioração da qualidade do ar urbano, visando atender as necessidades humanas tomando com base o uso de combustíveis fósseis e seus derivados.

¹Corresponde ao comprometimento provocado por determinada doença à saúde do paciente, podendo ser expressa por: número de atendimentos e internações hospitalares, número de mortalidade de idosos e crianças, etc.

Nos estudos epidemiológicos que envolvem a análise de séries temporais o que se pretende, usualmente, é verificar se os efeitos deletérios ou maléficos à saúde humana estão associados a um fator de risco, ou seja, no caso de estudos de poluição do ar, busca-se verificar se as concentrações dos poluentes atmosféricos estão diretamente associados aos atendimentos hospitalares, internações ou a mortalidade, por patologia respiratória ou até mesmo cardiovascular (Schwartz; 1997). Apesar dos diversos estudos sobre a associação entre mortalidade e poluição do ar nos últimos anos, as atenções se voltaram principalmente para as internações e admissões hospitalares por causas respiratórias ou cardiovasculares. Visto que o aumento das concentrações de poluentes na atmosfera influenciam nos registros dos atendimentos e das internações hospitalares, principalmente, em crianças e idosos grupos, mais suscetíveis aos efeitos dos poluentes (Pantazopoulou et al, 1995).

As características de dados de séries temporais ambientais exigem métodos estatísticos complexos e suficientemente sensíveis, para detectar os efeitos combinados de outras covariáveis variantes no tempo. Isto é, no caso de estudos sobre a poluição do ar e saúde existem estruturas de tendências e flutuações sazonais, que interferem na dinâmica das variáveis observadas tais como fluxo de veículos, dias da semana, feriados, número de indústrias, entre outras. Além disso, influências de variáveis meteorológicas, como temperatura e umidade relativa do ar, também estão presentes na dispersão dos poluentes na atmosfera e na natureza de diversas doenças respiratórias (Schwartz et al, 2000; Gouveia et al, 2004; Almeida, 2006).

Dentre as diversas metodologias existentes, a aplicação de modelos de regressão linear constituíram até pouco tempo uma importante ferramenta na estimação dos efeitos. Porém, tais modelos regem a relação entre a variável de interesse com as demais variáveis ou covariáveis de forma linear. Visto que, por definição, o pressuposto inicial para a estimação de uma regressão linear é de que a variável de interesse ou resposta seja normalmente distribuída. Assim, supondo que o interesse seja avaliar o número de casos de determinada doença, o número de internações, o número de óbitos, ou qualquer outra contagem ou ocorrência de determinado evento a regressão linear não é a indicada, sem considerar fatos como o efeito do tempo nas variáveis observadas, a presença fatores de confusão (tendência, sazonalidade, temperatura e umidade) e autocorrelação entre as observações, características observadas em dados epidemiológicos.

Nos últimos anos, vários estudos têm aplicado o modelo aditivo generalizado para explicar associações entre poluição do ar e saúde e muitos deles ignoram o fato de que correlações entre as variáveis meteorológicas e concentrações dos poluentes atmosféricos existam. Ramsay et al, (2003) relata que a existência dessa correlação, denominado de concurvidade nos estudos de regressão semi-paramétrica, podem levar a subestimação da variância dos parâmetros estimados afetando os intervalos de confiança assintóticos. Figueiras et al. (2005) propõe a utilização da técnica de *bootstrap* adaptada ao modelo aditivo generalizado para corrigir os efeitos provocados pela concurvidade. Os resultados encontrados evidenciaram uma redução no viés dos parâmetros do modelo e coberturas dos intervalos bootstrap muito semelhantes ao valor nominal de 95%.

Dessa forma, seguindo o contexto dos estudos sobre poluição do ar e saúde, o presente trabalho investigou a associação entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e os agravos a saúde na Região da Grande Vitória (RGV), tomando como base a utilização do Modelo Aditivo Generalizado (MAG), uma generalização da metodologia clássica de regressão linear que considera a variável resposta pertencente à família exponencial de distribuição. Além disso, empregou-se técnicas de reamostragem, *bootstrap*, para a construção de intervalos de confiança para os efeitos da poluição sobre a saúde, quantificada pelo Risco Relativo (RR) (probabilidade de um indivíduo desenvolver uma doença relativo à exposição ao fator de risco).

Esta dissertação é apresentada da seguinte forma: O Capítulo 2 descreve os objetivos da pesquisa, o Capítulo 3 descreve a revisão da literatura, Capítulo 4 apresenta a metodologia utilizada no presente trabalho, o Capítulo 5 relata os modelos de contagem, o Capítulo 6 evidencia os resultados da dissertação e finalmente no Capítulo 7 relata as conclusões e recomendações para trabalhos futuros.

2.1 Objetivo Geral

Realizar o estudo do Modelo Aditivo Generalizado com a ferramenta *bootstrap*, para obter estimação intervalar e mensurar a associação entre as séries de poluentes atmosféricos e o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias em crianças de 0 a 6 anos residentes na Região da Grande Vitória (RGV).

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar as séries temporais univariadas do número diário de atendimentos por causas respiratórias e concentração diária dos poluentes atmosféricos (PM_{10} , NO_2 e O_3);
- Implementar o Modelo Aditivo Generalizado (MAG) para descrever a relação entre a variável resposta (atendimentos hospitalares) com a variável preditora ou independente do modelo (concentração dos poluentes atmosféricos);
- Construir e comparar intervalos de confiança através da metodologia clássica e pelo método *bootstrap*;
- Construir intervalos de confiança para a medida do Risco Relativo;

Revisão Bibliográfica

O presente capítulo tem o objetivo de resgatar alguns conceitos e estudos já realizados na área relacionado com o tema desta dissertação. Esta organizado em 3 seções e apresenta na primeira a influência dos poluentes na saúde e seus efeitos. A segunda relata o método epidemiológico e a terceira descreve uma breve revisão dos principais estudos na área de poluição do ar e saúde.

3.1 Efeitos dos Poluentes na Saúde

De acordo com a Resolução CONAMA nº 05, de 15/06/1989 poluente atmosférico é qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e quantidade, concentração ou características em desacordo com os níveis estabelecidos e que torne o ar impróprio ou nocivo a saúde, inconveniente com o bem estar público, danoso aos materiais flora ou fauna ou prejudicial a segurança, ao uso e gozo da propriedade e as atividades normais da comunidade. Quanto a sua origem os poluentes são classificados em primários e secundários. Os poluentes primários são aqueles emitidos diretamente na atmosfera. Dentre os poluentes podemos citar particulados, monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos entre outros. Já os poluentes secundários são aqueles produzidos a partir de reações químicas entre outros poluentes primários e/ou constituintes naturais da atmosfera como óxidos de nitrogênio (NO_x) ou trióxido de enxofre, ozônio (O₃), formados na atmosfera a partir de emissões de indústrias.

A exposição aos poluentes ambientais é reconhecida como um importante fator de risco para a

ocorrência de determinadas doenças respiratórias e não respiratórias (Schwartz,1990; Schwartz, 1993; Schwartz, 2001; Clyde M, 2000; Cox,L. 2000) . Existem vários poluentes no ar que podem afetar a saúde, dentre eles podemos citar PM_{10} , O_3 e NO_2 que possuem uma legislação de controle ambiental de acordo com a Tabela 3.1.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1992) defini padrões de qualidade do ar para alguns poluentes nocivos a saúde humana, conforme Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Padrões Nacionais de qualidade do ar(Resolução CONAMA 003 de 28/06/1990).

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário μgm^3	Padrão Secundário μgm^3	Método de Amostragem
PTS	24 horas ¹	240	150	separação/inercial filtração
	MGA ²	80	60	
PM_{10}	24 horas ¹	150	150	separação/inercial filtração
	MMA ³	50	50	
SO_2	24 horas	365	100	Infravermelho não dispersivo
	MAA ³	80	40	
NO_2	1 hora	320	190	Quimiluminescência
	MAA	100	100	
CO	1 hora	40.000/35 ppm	40.000/35 ppm	Pararosanilina
	8 horas	10.000 (9ppm)	10.000 (9ppm)	
O_3	1 hora ¹	160	160	Quimiluminescência

(1) Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

(2) Média geométrica anual.

(3) Média aritmética anual.

Na Tabela 3.1 entende-se como padrão primário de qualidade do ar as concentrações dos poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Já o padrão secundário de qualidade do ar representa as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo a fauna, à flora, e aos materiais e ao meio ambiente em geral.

3.1.1 Material Particulado PM_{10}

Material particulado (MP) é o termo genérico utilizado para um tipo de poluente do ar, constituído por misturas complexas e variando em tamanho e composição, produzidos por uma

grande variedade de recursos naturais e atividades antrópicas (Poschl, 2005). As principais fontes de poluição são indústrias, incineradores, veículos, atividades de construção civil, poeira, etc. O tamanho das partículas varia ($PM_{2.5}$ e PM_{10} para diâmetro aerodinâmico menor que $2.5\mu m$ e $10\mu m$, respectivamente) e com categorias: partículas ultrafinas, menores que $0,1\mu m$ de diâmetro aerodinâmico, partículas finas, menores que $1\mu m$, e partículas grossas, maiores que $1\mu m$. O tamanho das partículas está diretamente ligada ao seu potencial de causar doenças e local de deposição no corpo humano. As partículas de PM_{10} depositam-se principalmente no trato respiratório superior, enquanto que as partículas ultrafinas são capazes de atingir os alvéolos pulmonares (Kampa M, et al, 2008).

Assim como ocorre com a mortalidade, diversos estudos citados anteriormente evidenciaram associações entre material particulado e admissões hospitalares, tanto para crianças como para adultos. As associações mais sólidas ficam por conta de eventos relacionados a asma, doença pulmonar obstrutiva crônica, pneumonias, infecções do trato respiratório superior, descompensação de quadros de insuficiência cardíaca, arritmias cardíacas diversas e quadros isquêmicos coronarianos. Os efeitos do material particulado para morbidade são maiores do que aqueles observados em termos de mortalidade, porém obedecem ao mesmo perfil descrito anteriormente: curta latência, dependência de dose e ausência de uma concentração abaixo da qual não são observados efeitos sobre a saúde da população (WHO, 2006).

3.1.2 Ozônio - O_3

O ozônio é gás um incolor, altamente reativo, considerado como um poluente secundário. É o principal componente do "smog-fotoquímico", que é causada principalmente por emissões de automóveis, predominantemente nas áreas urbanas. Distinta da camada de ozônio da estratosfera, que fica 10 km acima da superfície da Terra, o poluente ozônio na troposfera é formado pela reação fotoquímica impulsionada pela ação da luz ultravioleta sobre os poluentes precursores de óxidos de nitrogênio (NO_x), e compostos orgânicos voláteis (COV). Concentrações de ozônio nas zonas urbanas possuem ascensão no período da manhã, picos elevados no período da tarde, e diminuição durante a noite. Os níveis mais elevados de ozônio, bem como a frequência da sua recorrência, refletem a dependência global e são dependentes das condições meteorológicas.

Os efeitos do ozônio na saúde humana têm sido estudados a mais de 30 anos (Burnert, 1994; Fuentes, 1993). O sistema respiratório é o principal alvo deste poluente oxidante. As respostas induzidas pela exposição ao ozônio incluem: redução na função pulmonar, agravamento de doenças respiratórias pré-existentes (como a asma), aumento diário de internações hospitalares e emergência provocadas por causas respiratórias, além de elevações nos níveis de mortalidade. O grau de efeitos adversos respiratórios produzido pelo ozônio depende de vários fatores, incluindo a concentração e duração da exposição, características climáticas, sensibilidade individual, doença respiratória preexistente, e status socioeconômico, características que foram mantidas constante na população, ou seja, que não foram incluídas no modelo. Tanto o nível de atividade física e da sensibilidade do indivíduo são fatores na determinação dos efeitos adversos para a saúde de ozônio. Quatro grupos de pessoas são particularmente sensíveis ao ozônio quando estão ativos ao ar livre: crianças, adultos saudáveis ao realizarem exercícios físicos ao ar livre, pessoas com doenças respiratórias preexistentes e os idosos.

Conforme citado anteriormente, a atividade física induz a uma respiração mais rápida e forte, permitindo uma maior e mais profunda penetração de ozônio nos pulmões acarretando em prejuízo para a saúde. Além disso, as crianças estão em alto risco de exposição ao ozônio porque gastam uma grande período fora de suas casas tendo atividades físicas intensas. Outro fator que aumenta os efeitos adversos do ozônio é o fator socioeconômico, ou seja, pessoas com rendimentos baixos têm menos probabilidades de ter ar condicionado em suas casas e, portanto, são mais propensos a manter as janelas abertas durante os meses de verão, quando os níveis de ozônio são mais elevados. Diferenças nas áreas de residência também relacionadas com a situação socioeconômica, podem afetar a probabilidade de serem expostos ao pico das concentrações de determinados poluentes atmosféricos. Dependendo da exposição do indivíduo ao ozônio, seus efeitos maléficos podem provocar lesões nas células atingindo as partes mais distais das vias aéreas, provocando e agravando rinite, otite, amigdalite, sinusite, bronquite e pneumonia são exemplos de doenças e reações alérgicas que podem ser causadas pelos efeitos do ozônio, além do envelhecimento precoce dos tecidos dos pulmões. Com a inalação do ozônio, os cílios das vias aéreas, que removem as impurezas, são os primeiros a serem destituídos. Então, a capacidade de defesa do corpo diminui, propiciando o aparecimento das enfermidades (Saldiva et al, 1995).

3.1.3 Dióxido de Nitrogênio - NO₂

O óxidos de nitrogênio são formados por dois poluentes: o monóxido de nitrogênio (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂), dois importantes poluentes nos estudos de associação entre a poluição do ar e doenças respiratórias. Possuem como principais fontes de emissão a combustão de motores automotivos, as utilidades elétricas e outras fontes industriais, comerciais e residenciais que queimam combustíveis. O NO é um gás que aparentemente não provoca danos a saúde, porém ele reage muito rápido formando o NO₂, um gás de odor característico e irritante ao olhos e nariz, provocando irritações na pele, mucosas e até lesões celulares devido a sensibilidade do trato respiratório, provocando inflamações em todo o sistema respiratório que vão desde a edema pulmonar, hemorragias alveolares, insuficiência respiratória, inflamação passageira das mucosas das vias respiratórias e conseqüentemente a morte, para intoxicações mais graves. Seguindo em ordem crescente de gravidade aparecerão: traqueítes e bronquites crônicas, enfisema pulmonar para os caso de intoxicação aguda porém não fatal (Saldiva et al, 1995).

3.2 Estudos Ecológicos

Os estudos epidemiológicos visam o esclarecimento das doenças e dos seus determinantes no que diz respeito a sua frequência espacial e temporal, na busca de relação causa- efeito. Esses estudos podem se classificados quanto a sequência temporal do levantamento, exposição e efeitos. Dentre eles podemos citar os estudos de coorte, casos-controle, prevalência, clinico randomizado, etc. Pode-se incluir os chamados estudos ecológicos cujo desenho se orienta para a observação de populações de diferentes áreas geográficas para pesquisa de associação de eventos, se tornando o principal delineamento para estudos envolvendo a poluição do ar e saúde. Dentre eles citamos Gouveia & Fletcher (2000b) e Sobral (1989).

Existem vários tipos de estudos ecológicos. Estes podem ser classificados tendo em conta duas dimensões: o método de medição da exposição e o método de agregação dos indivíduos. Quanto à primeira dimensão, podem ser classificados em exploratórios (não existe um fator

específico em estudo ou este não é medido) ou analíticos (se existe um fator específico, cujo efeito se pretende estudar, que é medido e incluído na análise). Quanto à segunda dimensão, os grupos num estudo ecológico podem ser identificados em função do local (múltiplos grupos), do tempo (séries temporais) ou de uma combinação de local e tempo (desenho misto). Em estudos de múltiplos grupos pretende-se analisar associações ecológicas entre doença e exposição(ões) existentes entre vários grupos, num mesmo tempo. Em estudos de séries temporais pretende-se analisar associações ecológicas entre doença e exposição(ões) tendo em conta as suas alterações ao longo do tempo, num mesmo local. Em estudos mistos pretende-se analisar associações ecológicas entre doença e exposição(ões) tendo em conta as suas alterações ao longo do tempo e em vários locais.

A partir dos dados ecológicos sobre exposição(ões) e frequência da doença poder-se-á, então, analisar, usando vários métodos estatísticos, a associação entre a doença e determinados fatores e, também, calcular estimativas de medidas de efeito como o risco relativo ou a diferença de riscos. Os métodos estatísticos mais usados neste contexto envolvem a utilização de métodos de correlação ou regressão e de modelos lineares, simples ou múltiplos.

As principais vantagens dos estudos ecológicos são:

- a possibilidade de usar variadas fontes de dados secundários ¹, bem como a sua facilidade de execução, a rapidez com que se podem obter resultados e o fato de serem de baixo custo.
- permitem analisar determinadas questões mesmo que não seja possível estudar as populações a nível individual, por razões financeiras, temporais ou outras;
- existem vários tipos de efeitos e, deste modo, se for pretendido determinar efeitos ecológicos, a única maneira de o fazê-lo é através de um estudo ecológico. Os efeitos ecológicos são especialmente relevantes quando se pretende avaliar o impacto de determinados processos de mudança social ou intervenções na comunidade, como por exemplo, novos programas,

¹São informações já existentes que são utilizadas - tabuladas e analisadas - com o objetivo de complementar novas investigações. Tais dados podem ser coletados em diversas fontes e/ou publicações, como relatórios internos da empresa pesquisada, IBGE, associações, sindicatos, além de outros órgãos relacionados aos objetivos da pesquisa em questão.

políticas ou legislação.

- a exigência em termos de apresentação e análise de dados é muito menor do que em estudos com base individual, especialmente se tiverem grande número de indivíduos. Por vezes, são mesmo, uma opção de apresentação e análise de grandes estudos com base individual, como inquéritos periódicos de âmbito nacional (Exemplo: o "Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios" realizada pela Fundação IBGE).

E as principais desvantagens dos estudos ecológicos são:

- limitações inerentes ao fato de serem estudos observacionais;
- usam-se dados secundários (dados de mortalidade, estatísticas vitais, registros oncológicos, registros clínicos, etc) de precisão e validade variáveis e que podem ser inadequados ou estarem incompletos;
- o controle é mais difícil em estudos ecológicos pela ausência de informação sobre a distribuição conjunta do fator em estudo e dos co-fatores em causa;
- na análise ecológica certas variáveis, tais como fatores sócio-demográficos e ambientais, tendem a estar mais fortemente correlacionados entre si do que em análises de base individual. A este fenómeno dá-se o nome de colinearidade e implica uma grande dificuldade em separar, estatisticamente, os efeitos específicos dessas variáveis. A colinearidade é, geralmente, mais problemática quando se fazem análises ecológicas de grupos múltiplos, envolvendo um pequeno número de grupos grandes e heterogêneos.

3.3 Revisão dos estudos envolvendo poluição do ar e saúde utilizando o modelo aditivo generalizado e a técnica de *bootstrap*

Diversos estudos utilizaram ferramentas estatísticas para explicar a variabilidade e influência na saúde dos principais poluentes atmosféricos. Importantes estudos envolvendo essas questões serão descritos neste capítulo e resumidos nas tabelas 3.2, 3.3 e 3.4.

Tabela 3.2: Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.

Autor	Cidade(período)	População	Poluentes (variações)	Resultados
Gouveia et al. 2000	São Paulo/Brasil (1991 a 1993)	Atendimentos por DAR em crianças	PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ O ₃ e CO (10° ao 90° percentil)	Acréscimos significativos associados aos poluentes O ₃ (5 a 8%), NO ₂ (9%) e PM ₁₀ (9%).
<i>Internações por DAR em crianças</i>				
– Acréscimos de 1.8% no R.J associado ao PM ₁₀ .				
– Acréscimos de 6.7% em S.P associado a PM ₁₀ e SO ₂ e de 1.7% nas variações de CO.				
<i>Internações por DAR em idosos</i>				
– Incremento de 1.9%(PM ₁₀), 3.2%(CO) e 10.8%(SO ₂) em S.P				
– Incremento de 3.5%(PM ₁₀), 3.3%(NO ₂) no R.J				
<i>Mortalidade cardiovascular em idosos</i>				
– Aumentos de 0.3%(PM ₁₀), 1.7%(CO), 4.9%(SO ₂) em S.P				
– Aumento de 0.4% (PTS) no R.J				
<i>Mortalidade por DAR em idosos</i>				
– Incrementos de 0.9%(PM ₁₀), 1.7%(CO), 4.9%(SO ₂) em S.P				
– Incrementos de 0.9%(PTS) no R.J				
Lin et al. 2003	São Paulo/Brasil (1994 a 1995)	Atendimentos a doenças cardíacas isquêmicas	SO ₂ (20.96µg/m ³) PM ₁₀ (70.34µg/m ³) O ₃ (58.80µg/m ³)	– Acréscimo de 6.4%(CO) nos atendimentos emergenciais de doenças isquêmicas
Martins et al. 2002	São Paulo/Brasil (1996 a 1998)	Morbidade por pneumonia e gripe em idosos	O ₃ (38.80µg/m ³) SO ₂ (15.05µg/m ³)	– Acréscimo de 8.07%(O ₃) na morbidade pneumonia – Acréscimo de 14.51%(SO ₂) na morbidade gripe
Martins et al. 2004	Curitiba/Brasil (1999 a 2000)	Atendimentos por DAR em crianças	NO ₂ (27.17µg/m ³) O ₃ (63.17µg/m ³) MP (90.39µg/m ³) Fumaça (40.24µg/m ³)	– Aumentos de 3%(NO ₂) – Aumento de 4.2%(O ₃) – Aumento de 11%(MP) e 4.2%(Fumaça)

Tabela 3.3: Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.

Autor	Cidade(período)	População	Poluentes (variações)	Resultados
Junger et al. 2005	Rio de Janeiro/Brasil (2000 a 2001)	Mortalidade por câncer de pulmão	CO(1ppm) PM ₁₀ , SO ₂ NO ₂ e O ₃ (10µg/m ³)	- Acréscimo de 1.3% e de 2.32% para variações no níveis de CO
Nascimento et al. 2006	São Paulo/Brasil (2000 a 2001)	Internações por pneumonia	SO ₂ (3.8µg/m ³) O ₃ (32.7µg/m ³) PM ₁₀ (24.7µg/m ³)	- Acréscimo de 9.8%(PM ₁₀) nas internações
Gouveia et al. 2006	São Paulo/Brasil (1996 a 2000)	Internações hospitalares por DAR(crianças) e doenças cardiovasculares (em idosos)	CO(1ppm) PM ₁₀ , SO ₂ NO ₂ e O ₃ (10µg/m ³)	<p><i>Doenças respiratórias</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Acréscimos de 2.4%, 6.7%, 1.9%, 0.9%, 0.8% e 0.8% nas crianças e 2.2%, 11.3%, 2.4%, 1.2% e 0.9% nos idosos para os poluentes (PM₁₀, SO₂, CO, NO₂ e O₃) respectivamente. <p><i>Pneumonia</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 2.1%, 5.3%, 1.8%, 0.8% e 0.5% nas crianças e 1.9%, 8.7%, 3.9%, 0.8% e 0.5% nos idosos para os poluentes (PM₁₀, SO₂, CO, NO₂ e O₃) respectivamente. <p><i>Asma em crianças</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 4.6%, 10.9%, 5.4%, 2.3% e 1.6% nas crianças <p><i>Doenças circulatórias - idosos</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 1%, 3.3%, 1.6% e 0.5% em idosos para variações nos poluentes (PM₁₀, SO₂, CO e NO₂) respectivamente <p><i>Doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) - idosos</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 4.3%, 17.9%, 4.9%, 2.4% e 1.5% nas variações dos poluentes (PM₁₀, SO₂, CO, NO₂ e O₃), respectivamente. <p><i>Doenças isquêmicas - idosos</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 1.5%, 7.1%, 1.6% e de 0.6% para variações dos poluentes (PM₁₀, SO₂, CO e NO₂), respectivamente.

Tabela 3.4: Resumo dos principais estudos envolvendo associações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e saúde.

Autor	Cidade	População	Variação ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Resultados
Braga et al. 2007	Minas Gerais/Brasil (jan/04 a dez/04)	Atendimentos por DAR e cardiovascular em crianças e idosos	PM ₁₀ ($10\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento de 4% nos atendimentos por DAR em crianças. - Aumento de 12% nos atendimentos por DAR em adolescentes. - Aumentos de mais de 4% nos atendimentos cardiovasculares.
Moura et al. 2008	Rio de Janeiro/Brasil (2002 a 2003)	Atendimentos por DAR em crianças	CO($1000\mu\text{g}/\text{m}^3$) PM ₁₀ , SO ₂ e O ₃ ($10\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<ul style="list-style-type: none"> - Acréscimos de 1.4% a 2.65% de atendimentos nas vias respiratórias, inferiores e superiores ocasionados pelas variações no poluente O₃.
Schwartz et al. 1995	Detroit/EUA (1986 a 1989)	Internações cardiovasculares em idosos	PM ₁₀ ($32\mu\text{g}/\text{m}^3$) CO(1.28ppm)	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento de 1.8% (PM₁₀) mas internações por doenças esquêmicas. - Aumento de 2.2% (CO) nas internações por insuficiência respiratória.
Ostro et al. 1999	Santiago/Chile (1992 a 1993)	Atendimentos por DAR	PM ₁₀ O ₃ (50ppb)	<ul style="list-style-type: none"> - Aumentos de 4 a 12%(PM₁₀) nos atendimentos(menores 2 anos). - Acréscimo de 3 a 9%(PM₁₀) nos atendimentos na faixa de 3 a 15 anos. - Acréscimo de 5%(O₃) nos atendimentos por DAR.
Changa et al. 2005	Tapey/Taiwan (1997 a 2001)	Atendimentos por doença cardiovascular	PM ₁₀ ($24.51\mu\text{g}/\text{m}^3$) NO ₂ (9.95ppb) CO(0.49ppm) O ₃ (9.95ppb)	<ul style="list-style-type: none"> <i>Temperatura abaixo de 20°C</i> - Aumentos de 8.5%, 17.7%, 9% e 18.9% nos atendimentos. <i>Temperaturas acima de 20°C</i> - Acréscimos de 14.2%, 11.2% e 7.3% nos atendimentos.
Zanobetti et al. 2006	Boston/EUA (1995 a 1999)	Admissões por infarto do miocárdio e pneumonia	NO ₂ (16.8ppb) PM _{2.5} ($16.32\mu\text{g}/\text{m}^3$) Fumaça ($17.1\mu\text{g}/\text{m}^3$) CO(0.475 ppm)	<ul style="list-style-type: none"> <i>Infarto do miocárdio</i> - Aumentos de 12.7%, 8.65% e 8.34% nos atendimentos, para variações nos poluentes NO₂, PM_{2.5} e Fumaça respectivamente. <i>Pneumonia</i> - Acréscimos de 11.7%, 6.5% e de 5.45% para variações dos poluentes fumaça, PM_{2.5} e CO respectivamente.
Qian et al. 2007	Wuhan/China (2001 a 2004)	Mortalidade por DAR doenças cardiovasculares	PM ₁₀ ($10\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento de 0.51% nas mortes por doenças cardiovasculares. - Aumento de 0.44% nos acidentes vascular cerebral - Acréscimos de 0.49% nos ataques cardíacos. - Acréscimos de 0.71% no sistema respiratório. - Aumento de 0.46% no sistema cardiopulmonar.

Um importante marco na epidemiologia da poluição atmosférica e saúde ocorreu em 1930 em uma pequena cidade industrial no Vale do Meuse, Bélgica (Firket, 1931, 1936). Uma grande proporção da população ficou afetada com sintomas respiratórios agudos e crônicos e pessoas com problemas cardiorespiratórios tiveram seu estado clínico agravado. Relatos confirmaram que a mortalidade cresceu 10 vezes mais que o esperado. Autópsias mostraram irritação aguda do trato respiratório. Um episódio semelhante ocorreu em Donora PA (população 13.000) em 1948 (Schrenk et al., 1949) na qual a mortalidade aumentou cerca de 6 vezes naquela região. Tal como no episódio belga, as mortalidades ocorreram durante uma inversão da temperatura em uma pequena cidade industrial situada em um vale fluvial. Estes dois episódios levaram a aceitação generalizada de que a poluição do ar, pelo menos em concentrações muito elevadas, pode aumentar mortalidade a curto prazo. Segundo um estudo realizado por (textcolorblue-Abercrombie, (1953) utilizando técnicas simples de análise descritiva dos dados como: construção de tabelas, gráficos e mapas para visualização e entendimentos dos eventos ocorridos no Vale do Meuse, aumentos nos atendimentos hospitalares por elevações nos níveis de concentração dos poluentes atmosféricos foram registrados no mesmo período. Após esse episódio, medidas de controle ambiental foram tomadas visando a redução nos níveis de emissão de poluentes atmosféricos. É notável que os efeitos observados nesses episódios não poderiam ser atribuídas somente às condições climáticas.

Na década de 60, os pesquisadores Martin & Bradley (1960) realizaram um estudo utilizando dados do nevoeiro londrino com técnicas estatísticas de correlação e regressão linear simples, tendo como variáveis o número de mortes diárias e as concentrações de poluentes atmosféricos. Os resultados encontrados mostraram que elevações nas concentrações dos poluentes diariamente, provocaram elevações na mortalidade diária. Efeitos das variáveis meteorológicas foram discutidos no presente trabalho, porém não incluídos na análise.

Em 1966, a utilização da estatística na determinação dos efeitos dos poluentes na saúde foram aprimorados. Sterling (1966) detecta a influência dos dias da semana tanto nas concentrações dos poluentes atmosféricos, como nas taxas de admissões hospitalares. Nesse trabalho, as análises de correlação foram realizadas após uma correção nos valores das concentrações dos poluentes e nas taxas de admissão hospitalar. Criou-se um “escore padrão” (z_j)

($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7$), produzindo estimativas independentes dos dias da semana, evidenciando após a correção uma correlação alta e estatisticamente significativa. Essa importante evolução nas análises epidemiológicas de séries temporais, proporciona até hoje a utilização dos dias da semana e até efeitos de feriados no modelo, devido a sazonalidade do fluxo de veículo e atividades industriais intensas durante os dias da semana.

Em todos os estudos citados acima, cabe ressaltar que os efeitos sazonais tanto nos níveis de concentração dos poluentes atmosféricos quanto na mortalidade/morbididade provocados pelas condições meteorológicas como umidade e temperatura eram identificados como sendo potenciais fatores de confusão, assim como os efeitos de calendário, porém não eram considerados nas análises estatísticas. Tais variáveis foram introduzidas nos modelos estatísticos nos anos seguintes, e seu controle tornou-se importante na determinação dos efeitos das concentrações dos poluentes na saúde humana devido as flutuações sazonais presentes em ambas variáveis.

A década de 70 trouxe importantes inovações tecnológicas computacionais e estatísticas. Entre as inovações tecnológicas computacionais podemos destacar o uso de computadores na análises dos efeitos da poluição do ar na saúde e do desenvolvimento de softwares estatísticos. Entre as inovações estatísticas sobre o tema abordado, destaca-se a utilização dos modelos de regressão linear múltipla para o controle dos fatores meteorológicos e das flutuações de longo prazo como tendência e sazonalidade citados anteriormente. Ainda na década de 70, tais modelos de regressão múltipla seriam um alternativa ruim para o controle dos efeitos provocados pela variáveis meteorológicas, devido a multicolinearidade que é caracterizada pela correlação entre duas ou mais variáveis do modelo de regressão, acarretando em estimativas errôneas dos efeitos da poluição na saúde (Goldstein, 1977; Shimmel & Murawski, 1976).

As publicações da década de 80 utilizaram o modelo de regressão múltipla como principal ferramenta na determinação dos efeitos provocados pela poluição atmosférica na saúde humana, permitindo controlar os fatores meteorológicos através de formas paramétricas, fato este diferenciado em relação a anos anteriores.

Hatzakis et al. (1986) examinaram os efeitos de curto prazo da poluição do ar (SO_2 e fumaça) sobre a mortalidade em Atenas durante os anos de 1975-1982. A associação entre a mortali-

dade e a poluição atmosférica foi estudada por intermédio de um modelo de regressão múltipla com controle de potenciais fatores de confusão, controladas através de funções senoidais. Os resultados encontrados permitiu concluir uma associação estatisticamente significativa entre os níveis de SO₂ e a mortalidade diária, independente da temperatura, umidade, variações seculares, sazonalidade variações mensais, anuais e possíveis interações entre fatores meteorológicos e estações do ano.

Sobral (1989) utilizando um estudo transversal ² comparou as proporções de escolares com problemas respiratórios em duas grandes áreas da grande São Paulo, com diferentes níveis de concentração de poluentes e encontrou uma associação estatisticamente positiva entre essas duas variáveis. Cabe lembrar que a análise de correlação entre estas duas variáveis aplicada de forma direta pode não ser adequada para estimar esta associação já que existem estruturas inerentes à dinâmica das séries temporais como tendência, sazonalidade, ciclos e autocorrelação que podem enviesar a estimativa. Há também outros efeitos concorrentes relacionados com os eventos de saúde e com as concentrações de poluentes na atmosfera que precisam ser removidos. Estes efeitos são controlados quando inserimos e controlamos as variáveis de confundimento. Efeitos do calendário como dias da semana e feriados, greves, epidemias e condições meteorológicas freqüentemente constituem confusão nos estudos de séries temporais de poluição do ar e saúde.

A década de 90 ficou marcada nos estudos epidemiológicos em decorrência do surgimento dos modelos lineares generalizados (Nelder & Wedderburn, 1972) que permitiu a utilização de distribuições provenientes da família exponencial como a binomial, normal, *Poisson*, geométrica, etc. Em geral a tendência e sazonalidade eram ajustadas através de polinômios harmônicos (pares de seno e cosseno), e o efeito calendário era controlado por variáveis *dummy*. Cabe ressaltar que na segunda metade da década de 90 a utilização dos modelos aditivos generalizados (Hastie & Tibshirani, 1995) se transformaram na principal ferramenta estatística para avaliar os efeitos provocados pela poluição atmosférica na saúde, tendo como principal característica a inclusão de variáveis suavizadoras (*loess* e *splines*), fornecendo maior flexibilidade das relações entre a variável resposta e as covariáveis. A partir desta década, vários estu-

²Estudos que investigam a presença de doenças ou aspectos positivos/negativos da saúde em um grupo ou população em um dado momento do tempo, fornecendo um retrato de como o desfecho está relacionado com a exposição naquele determinado momento

dos concluíram a importância do controle dos fatores meteorológicos no modelo, bem como a determinação das estimativas desses efeitos na saúde.

No Brasil, alguns estudos mostram os efeitos da poluição do ar sobre a saúde da população.

Gouveia & Fletcher (2000) investigaram os efeitos dos poluentes atmosféricos na morbidade do aparelho respiratório de crianças residentes em São Paulo. Foram obtidos contagens diárias de admissões hospitalares por doenças respiratórias, juntamente com níveis diários das variáveis meteorológicas (temperatura mínima e umidade relativa do ar) e dos principais poluentes atmosféricos PM_{10} , SO_2 , NO_2 , O_3 e CO . Para verificar a relação existente entre a morbidade do aparelho respiratório e a poluição atmosférica, se fez uso do modelo aditivo generalizado com regressão de *Poisson*. O modelo final levou em consideração os efeitos da tendência temporal, os padrões sazonais, dias da semana, feriados, fatores meteorológicos e a autocorrelação. Os resultados mostraram que os atendimentos por doenças respiratórias apresentaram aumentos significativos da ordem de 5 a 8%, 9% e 9% para variações do 10º ao 90º percentil dos poluentes O_3 , NO_2 e PM_{10} respectivamente.

Gouveia et al, (2003) conduziram um estudo paralelo nos municípios de São Paulo e no Rio de Janeiro. Foram obtidas informações diárias sobre mortalidade e internações hospitalares (menores de 5 anos e igual ou maiores de 65 anos), níveis médios diários dos principais poluentes do ar (PM_{10} , PTS , SO_2 , NO_2 , O_3 e CO) e das variáveis meteorológicas temperatura e umidade relativa do ar. Os modelos aditivos generalizados foram utilizados para o ajuste dos dados e variações de $10\mu g/m^3$ para os poluentes PM_{10} , PTS , SO_2 , NO_2 , O_3 e 1ppm para o CO . Os resultados evidenciaram associações estatisticamente significativas entre os aumentos nos níveis de poluição com os aumentos na mortalidade e nas hospitalizações. Para as internações por DAR em crianças no Rio de Janeiro, acréscimos de 1.8% nos atendimentos foram verificados para o poluente PM_{10} , e para o município de São Paulo, acréscimos de 6.7% foram associados aos poluentes PM_{10} e SO_2 e de 1.7% associados ao poluente CO . No caso das internações por DAR em idosos, verificou-se incrementos de 1.9%, 3.2% e 10.8% em São Paulo para os poluentes PM_{10} , CO e SO_2 , e para o Rio de Janeiro foram encontrados incrementos de 3.5% e 3.3% para os poluentes PM_{10} e NO_2 . Considerando a mortalidade cardiovascular em idosos foram verificados no município de São Paulo aumentos de 0.3%, 1.7% e 4.9% para os poluentes PM_{10} , CO e SO_2 ,

e no Rio de Janeiro aumentos de 0.4% na mortalidade foram encontrados para o poluente PTS. Para a mortalidade por DAR em idosos, acréscimos de 0.9%, 1.7% e 4.9% foram encontrados em São Paulo para os poluentes PM_{10} , CO e SO_2 , e no Rio de Janeiro incrementos de 0.9% para o poluente PTS.

Lin et al, (2003) verificaram a relação entre os poluentes atmosféricos do ar e doenças cardíacas isquêmicas, tais como angina e infarto do miocárdio em um centro de emergência em São Paulo, Brasil. Foram obtidos dados diários de atendimentos de emergências nesse centro de emergência, médias diárias dos poluentes (SO_2 , PM_{10} , NO_2 , CO e O_3) e das variáveis meteorológicas temperatura e umidade relativa do ar, no período compreendido de janeiro de 1994 a agosto de 1995. Os modelos aditivos generalizados com regressão de *Poisson* foram utilizados, visando um controle das variáveis meteorológicas utiliza-se funções suavizadoras e indicadores para os dias semana. Todos os poluentes investigados foram associados positivamente com as doenças cardiovasculares. Os resultados evidenciaram que para um aumento interquartil nas emissões de CO (9ppm) está associada a aumentos de 6.4% (IC95%: 0.7-12.1) nas atendimentos por emergências cardiovascular.

Martins et al, 2002 investigaram os efeitos causados pela poluição atmosférica na morbidade por pneumonia e por gripe em idosos no período de 1996 e 1998. Foram obtidos dados diários de atendimentos por pneumonia e gripe em idosos em um pronto socorro médico de um hospital escola de referência no Município de São Paulo, Brasil. Os níveis diários de CO, O_3 , SO_2 , NO_2 e PM_{10} , temperatura mínima e umidade relativa do ar foram obtidos. Para verificar a relação existente entre a pneumonia, gripe e poluição atmosférica, utilizou-se o modelo aditivo generalizado de regressão de *Poisson*. A análise foi ajustada para sazonalidade de longa duração (número de dias transcorridos), sazonalidade de curta duração (dias da semana), temperatura mínima, umidade relativa do ar, períodos de rodízio de veículos e os atendimentos por doenças não respiratórias. Os resultados encontrados relatam que os poluentes O_3 e SO_2 estão diretamente associados a pneumonia e à gripe, independentemente das variáveis de controle. Porém na análise conjunta, eles perdem sua significância estatística. Pôde-se observar que um aumento interquartil para os poluentes O_3 ($38.80 \mu g/m^3$) e SO_2 ($15.05 \mu g/m^3$) ocasionaram um acréscimo de 8.07% e 14.51%, respectivamente no número de atendimentos por pneumonia e

gripe em idosos, provocando efeitos adversos na população estudada.

Bakonyi et al, (2004) verificaram uma associação entre a poluição atmosférica e as admissões de crianças em hospitais na cidade de Curitiba no período entre 1999-2000. Nesse estudo foram utilizados níveis de concentração de PM_{10} , fumaça, NO_2 O_3 e dados meteorológicos como temperatura e umidade relativa do ar. Para verificar a relação existente entre doenças respiratórias e poluição atmosférica, utilizou-se o modelo aditivo generalizado, tendo como variável dependente o número diário de atendimentos por doenças respiratórias e como variáveis independentes, as concentrações médias diárias dos poluentes atmosféricos. A análise foi ajustada para sazonalidade de longa duração (número de dias transcorridos), sazonalidade de curta duração (dias da semana), temperatura mínima e umidade relativa do ar. Todos os poluentes investigados apresentaram efeitos sobre as doenças respiratórias de crianças. Foram encontrados aumentos de 3%, 4.2%, 11% e 4.2%, respectivamente, para elevações interquartis dos poluentes $NO_2(27.17\mu g/m^3)$, $O_3(63.17\mu g/m^3)$, MP($90.39\mu g/m^3$) e Fumaça($40.24\mu g/m^3$).

Estudos envolvendo a associação entre a poluição atmosférica e o câncer de pulmão foram realizados na cidade do Rio de Janeiro, no período compreendido entre setembro de 2000 e dezembro de 2001 (Junger et al., 2005). O desenho ecológico foi de caráter temporal com dados provenientes de fontes secundárias. A partir do Sistema de Informação sobre Mortalidade (SIM) foram coletados dados temporais cuja causa informada no óbito seja neoplasias malignas dos brônquios e dos pulmões para todos os idosos com idade superior a 65 anos. Os poluentes atmosféricos coletados para o estudo foram o PM_{10} , SO_2 , CO, NO_2 e O_3 e fatores meteorológicos foram coletados como fatores de confundimento do modelo como umidade relativa do ar e temperatura (máxima, média e mínima). Para a análise estatística foi utilizado o modelo aditivo generalizado para verificar essa associação e o risco relativo, medida que mensura esse efeito. Os resultados indicaram que apenas o CO (monóxido de carbono) esteve associado estatisticamente com o aumento no número de óbitos por câncer de pulmão com uma defasagem de 3 dias e (RR= 1.0130 - aumento de 1.3%)(IC95%1.000 -1.276) e média móvel dos últimos sete dias (RR = 1.0232 - aumento de 2.3%)(IC95% 1.003 -1.515).

Nascimento et al, (2006) realizaram um estudo ecológico de séries temporais na cidade de São José dos Campos,S.P no período de 2000 a 2001. Foram utilizados dados diários sobre o número

de internações por pneumonia, dados diários de poluentes (SO_2 , O_3 e PM_{10}) e de temperatura e umidade relativa do ar. Para estimar a associação entre as internações por pneumonia e a poluição atmosférica, utilizaram-se os modelos aditivos generalizados de regressão de *Poisson*. Foram estimados acréscimos das internações por pneumonia para o intervalo interquartilico para cada um dos poluentes estudados. Os resultados mostraram que os três poluentes apresentaram efeitos defasados nas internações por pneumonia, iniciado três a quatro dias após a exposição e decaindo rapidamente. Na estimativa dos efeitos a longo prazo de efeito acumulado de oito dias, observou-se ao longo desse período que para aumentos de $24.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração média de PM_{10} houve um acréscimo de 9.8% nas internações por pneumonia.

Gouveia et.al, (2006) analisaram a associação entre exposição à poluição atmosférica e internações hospitalares no Município de São Paulo, Brasil. Foi utilizado um estudo ecológico de séries temporais, analisando internações por causas respiratórias e cardiovasculares em crianças e idosos em relação aos níveis diários observados de poluentes (PM_{10} , NO_2 , CO , SO_2 e O_3) por meio de modelos aditivos generalizados com regressão de *Poisson*. Os resultados desse trabalho com excessão do CO (1ppm) foram obtidos por variações de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para as doenças respiratórias foram encontrados acréscimos de 2.4%, 6.7%, 0.9% e 0.8% nas crianças e 2.2%, 11.3%, 2.4%, 1.2% e 0.9% nos idosos para variações dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO , NO_2 e O_3), respectivamente. No caso da morbidade pneumonia aumentos de 2.1%, 5.3%, 1.8%, 0.8% e 0.5% foram encontrados nas crianças e 1.9%, 8.7%, 3.9%, 0.8% e 0.5% nos idosos para variações dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO , NO_2 e O_3), respectivamente. Com relação a asma em crianças, aumentos de 4.6%, 10.9%, 5.4%, 2.3% e 1.6% foram encontrados para variações dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO , NO_2 e O_3), respectivamente. Para as doenças circulatórias em idosos aumentos de 1%, 3.3%, 1.6% e 0.5% foram encontrados para variações nos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO e NO_2), respectivamente. As doenças pulmonares obstrutivas crônicas (DPOC) em idosos aumentos de 4.3%, 17.9%, 4.9%, 2.4% e 1.5% foram visualizados para variações dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO , NO_2 e O_3), respectivamente. Para as doenças isquêmicas em idosos, aumentos de 1.5%, 7.1%, 1.6% e 0.6% foram encontrados para variações dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , CO , NO_2), respectivamente.

Todos os poluentes, com exceção do ozônio, apresentaram associação significativa com in-

ternações respiratórias e cardiovasculares. Um aumento de 4.6% nas internações por asma em crianças, de 4.3% por doença pulmonar obstrutiva crônica em idosos e de 1.5% por doença isquêmica do coração em idosos são explicados por uma variação de $10\mu g/m^3$ nos níveis de material particulado inalável PM_{10} .

Braga et al, (2007) avaliaram os efeitos agudos do material particulado inalável (PM_{10}) sobre os atendimentos em pronto-socorro por doenças respiratórias e cardiovasculares no Município de Itabira, Minas Gerais, Brasil. Modelos aditivos generalizados de regressão de *Poisson* foram utilizados, controlando-se para temperatura, umidade e sazonalidade de longa e curta duração. Aumentos de $10\mu g/m^3$ de PM_{10} foram associados com aumentos nos atendimentos por doenças respiratórias em torno de 4% (IC95%: 2.2-5.8), no dia corrente e no dia seguinte, para crianças menores de 13 anos, e de 12% (IC95%: 8.5-15.5), nos três dias subseqüentes para os adolescentes entre 13 e 19 anos. Dentre os atendimentos por doenças cardiovasculares, o efeito foi agudo (4%; IC95%: 0.8-8.5), principalmente para os indivíduos com idade entre 45 e 64 anos.

Moura et al, (2008) realizaram um estudo ecológico de séries temporais em três unidades públicas de saúde no município do Rio de Janeiro, Brasil no período de abril de 2002 a março de 2003 para avaliar a relação entre a poluição do ar e os efeitos respiratórios agudos em crianças. Foram analisados dados diários de PM_{10} , SO_2 , NO_2 , CO e O_3 e como variável desfecho 45.595 atendimentos respiratórios ou específicos por transtornos nas vias aéreas superiores e nas vias aéreas inferiores. Foram incluídas no modelo para controle de confundimento as variáveis referentes a tendência temporal, sazonalidade, temperatura, umidade relativa do ar, precipitação de chuva, infecções respiratórias e os efeitos do calendário. A regressão de *Poisson* via modelos aditivos generalizados para estimar os efeitos dos poluentes na saúde e dos fatores de confusão foi utilizada. Os resultados encontrados para acréscimos de 1.4% e 2.65% nos atendimentos por DAR tanto na vias respiratórias inferiores e superiores, respectivamente, causados por uma variação de $10\mu g/m^3$ do poluente PM_{10} não foram estatisticamente significativos.

Somente o O_3 apresentou resultado positivo e estatisticamente significativo, tanto com todos os atendimentos de emergência por queixas respiratórias como com os atendimentos motivados por sintomas nas vias aéreas inferiores. Associação significativa e de sentido inverso ocorreu com o CO e os atendimentos pediátricos por queixas respiratórias, caso este que pode ser explicado

pelo não controle efetivo das variáveis confundidoras, ou pela falta de mais variáveis que estão diretamente associadas a dinâmica de dispersão dos poluentes e dos atendimentos hospitalares. Não se observou resultado significativo com os demais poluentes atmosféricos.

Diversos estudos em todo mundo sobre os efeitos da poluição atmosférica na saúde têm despertado a atenção de muitos pesquisadores.

Schwartz & Morris, (1995) investigaram a associação entre poluentes atmosféricos e internações cardiovasculares em pessoas idosas com mais de 65 anos da cidade de Detroit e Michigan, região metropolitana dos EUA no período compreendido de 1986 a 1989. Após o controle da sazonalidade e outras tendências temporais, verificou-se que as concentrações médias diárias do poluente PM_{10} está associada com internações diárias por doenças isquêmicas do coração, provocando um aumento de 1.8% (IC95%: 1.005-1.032) nas internações explicados pela variação interquartil do poluente PM_{10} ($32\mu g/m^3$). No caso dos poluentes SO_2 , CO e O_3 não foram encontradas associações com as doenças isquêmicas do coração, porém, o PM_{10} (RR=2.4% - IC95%: 1.004-1.044) e CO (RR=2.2% - IC95%: 1.01-1.034) para um intervalo interquartil de $32\mu g/m^3$ e de 1.28ppm respectivamente apresentaram uma associação positiva com insuficiência respiratória.

Ostro et al., (1999) investigaram os efeitos dos poluentes atmosféricos em crianças das faixas etárias de 3-15 anos e menores de 2 anos de idade, utilizando análise de séries temporais de 2 anos de atendimentos médicos diários com sintomas de doenças respiratórias, tanto nas vias aéreas superiores, quanto nas inferiores, em Santiago, Chile. Foram obtidas medições diárias de PM_{10} e O_3 , temperatura e umidade relativa do ar. A análise de regressão múltipla indicou uma associação estatisticamente significativa entre PM_{10} e atendimentos médicos por sintomas respiratórios em crianças de ambas as faixas etárias definidas acima. Para crianças com idades com menos de 2 anos de idade, uma elevação de $50\mu g/m^3$ (variação interquartil) de PM_{10} está associada a aumentos de 4-12%. Para crianças com idades entre 3-15 anos os aumentos de sintomas variam entre 3-9%. Elevações de 5% foram registradas nos atendimentos explicados pela variação interquartil de 50ppb do poluente O_3 .

Changa et al, (2005) realizaram um estudo na cidade de Tapey (Taiwan) no período com-

preendido entre 1997 a 2001 para verificar a associação entre os níveis dos poluentes (PM_{10} , SO_2 , NO_2 , CO e O_3) considerando variações interquartílicas e os atendimentos por doenças cardiovascular. Os resultados encontrados relataram que para períodos mais quentes, ou seja, temperatura acima de $20^\circ C$, associações estatisticamente significativas foram encontradas entre os níveis de concentração dos poluentes PM_{10} ($24.51 \mu g/m^3$), NO_2 (9.95 ppb), CO (0.49 ppm) e O_3 (9.95 ppb), evidenciando aumentos de 8.5%, 17.7%, 9% e 18.9% respectivamente nos atendimentos por doenças cardiovasculares. Nos dias com temperatura abaixo de $20^\circ C$ todos os poluentes se mostraram associados a aumentos no número de atendimentos por doenças cardiovascular, exceto O_3 e SO_2 , sendo verificados aumentos de 14.20%, 11.2% e 7.3% explicado por uma variação interquartílica dos poluentes PM_{10} , NO_2 e O_3 respectivamente, evidenciando que elevados índices dos poluentes atmosféricos, aumentam o risco de admissões hospitalares.

Zanobetti & Schwartz (2006) descreveram um estudo na cidade de Boston/EUA, no período compreendido entre 1995 a 1999 para avaliar as admissões hospitalares por infarto do miocárdio e pneumonia, associadas com os seguintes poluentes atmosféricos: PM_{10} , $PM_{2.5}$, fumaça preta, O_3 , NO_2 e CO . Para o infarto do miocárdio foi encontrado um maior efeito para as defasagens de 0 e 1 dia, propiciando aumentos de 12.7% (IC95% 5.8 -18.04%), 8.65% (IC95% 1.2 -15.38%) e 8.34% (IC95% 0.2 -15.8%) para uma variação de 16.8 ppb de NO_2 , $16.32 \mu g/m^3$ de $PM_{2.5}$ e $17.1 \mu g/m^3$ de fumaça preta respectivamente. Para a patologia pneumonia os maiores efeitos provocaram aumentos de 11.7% (IC95% 4.8 -17.4) para uma variação de $17.1 \mu g/m^3$ de fumaça preta, seguido por $PM_{2.5}$ com defasagem no dia corrente (defasagem 0), 6.5% de aumento (IC95% 1.1 -11.4) para uma variação de $17.1 \mu g/m^3$ e CO 5.45% de aumento (IC95% 1.1 -9.5%) para uma variação de 0.475 ppm.

Qian et al, (2007) analisaram a associação entre causas específicas de mortalidade diária com as concentrações de PM_{10} na cidade de Wuhan na China no período compreendido entre 2001 - 2004. Neste estudo, o MAG foi utilizado como ferramenta principal para modelar o logaritmo do valor esperado das mortes diárias em função de outras covariáveis como: poluentes, temperatura e umidade, sendo que as variáveis meteorológicas citadas anteriormente foram ajustadas por funções suavizadora. Foram encontrados efeitos significativos no dia corrente (defasagem 0) para aumentos de morte por doenças cardiovasculares em torno de 0.51% (IC95% 0.28-0.75%),

acidente vascular cerebral 0.44% (IC95% 0.16-0.72%), cardíacas 0,49% (IC95% 0.08-0.89%), respiratório 0,71% (IC95% 0.20-1.23%), e cardiopulmonar 0,46% (IC95% 0.23-0.69%) para uma elevação de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os efeitos foram mais significativos para a classe mais idosa do estudo.

Estudos recentes por Figueiras et al, (2005), mostraram que existe um efeito chamado de concurvidade em séries temporais epidemiológicas, com mesma interpretação de multicolineariedade nos modelos de regressão linear simples, indicando uma relação entre a variável independente com as variáveis explicativas do modelo, e que interferem na estimação dos parâmetros associados ao modelo de regressão utilizado. Esse fenômeno ocorre devido a alta correlação entre o poluentes e as demais variáveis de controle, como umidade e temperatura, que podem enviesar as estimativas do modelo utilizado, subestimando o erro padrão. Estudos de simulação, verificaram que após a utilização do método bootstrap no modelo aditivo generalizado (MAG), o erro do tipo I (rejeitar a hipótese nula dado que ela é verdadeira) se manteve constante em praticamente todos os casos simulados, indicando que mesmo com a presença de concurvidade nos dados, o método bootstrap condicional consegue manter um nível de confiabilidade de 95% ao estudo, diferentemente do método MAG que após um aumento da concurvidade de 0.85 a confiabilidade do estudo se encontrava em 0.71, abaixo dos 95% iniciais, diminuindo a cobertura dos intervalos de confiança do MAG, que teoricamente deveria ser de 95%

4.1 Área de Estudo

Serra, o maior município da RGV situada a 27 km ao norte de Vitória, possui uma área de 553,254 km² e uma população estimada em torno de 397.226 habitantes, segundo o IBGE(2008). Nos últimos 30 anos o município deixou de ser tipicamente rural, provinciano e tradicionalista, transformando-se no principal pólo industrial do Espírito Santo, a segunda economia do estado, abrigando umas das maiores empresas siderúrgicas, a *ArcelorMittal Tubarão* (antiga CST - Companhia Siderurgica de Tubarão).

4.2 Período do estudo

Devido a disponibilidade dos dados de número diário de atendimentos hospitalares por causas respiratórias em crianças de 0 a 6 anos de idade e para os poluentes atmosféricos sob estudo, o período de referência foi de janeiro de 2001 a dezembro de 2004 (1.458 dias).

4.3 Desfecho de Saúde

O desfecho (variável de interesse) analisado foi os atendimentos por doenças aéreas respiratórias (DAR), de acordo com o Código Internacional de Doenças (CID-10), em crianças de 0 a 6 anos de idade, é reconhecidamente o grupo mais suscetível aos efeitos da poluição do ar. Os dados referentes aos atendimentos hospitalares foram devidamente coletados no banco de dados do Hospital Nossa Senhora da Glória (HINSG), localizado no município de Vitória, referência estadual nos atendimentos pediátricos. Cabe mencionar que as análises aqui apresentadas consideraram apenas os atendimentos de crianças residentes no município da Serra, registrados no HINSG, excluindo os atendimentos por DAR ocorridos na rede particular.

4.4 Poluentes Ambientais

As séries diárias de poluição do ar, para o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2004, foram obtidos junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), que atualmente possui 8 estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar na RGV (Região da Grande Vitória), sendo uma delas na região de Laranjeiras/Serra-ES (estação de Laranjeiras), região de abrangência do estudo. Para esses poluentes foi calculada a média aritmética diária sendo consideradas representativas segundo Braga et al., (1996). Medidas diárias de dióxidos de nitrogênio (NO_2), ozônio (O_3) e material particulado (PM_{10}) foram obtidas. Cabe mencionar que a escolha do poluente NO_2 para o estudo se deve pela sua maior quantidade na atmosfera e pelos seus efeitos adversos a saúde, superando os efeitos provocados pelo dióxido de nitrogênio (NO). O poluente SO_2 da estação de Laranjeiras não foi utilizado devido a problemas existentes na estação de monitoramento que ocasionou dados inválidos na série temporal, inviabilizando mensurar o real efeito desse poluente na saúde das crianças, conforme visualizado na Figura 4.1(d).

Para o cálculo desses indicadores (município) todas as médias diárias do monitor localizado na presente região estavam disponíveis, sendo esses utilizados na modelagem estatística e representativos conforme Figura 4.1. Para todos os poluentes estudados no presente trabalho, a coleta

de dados compreendeu um período de 24 horas, que se iniciava na primeira meia hora do dia.

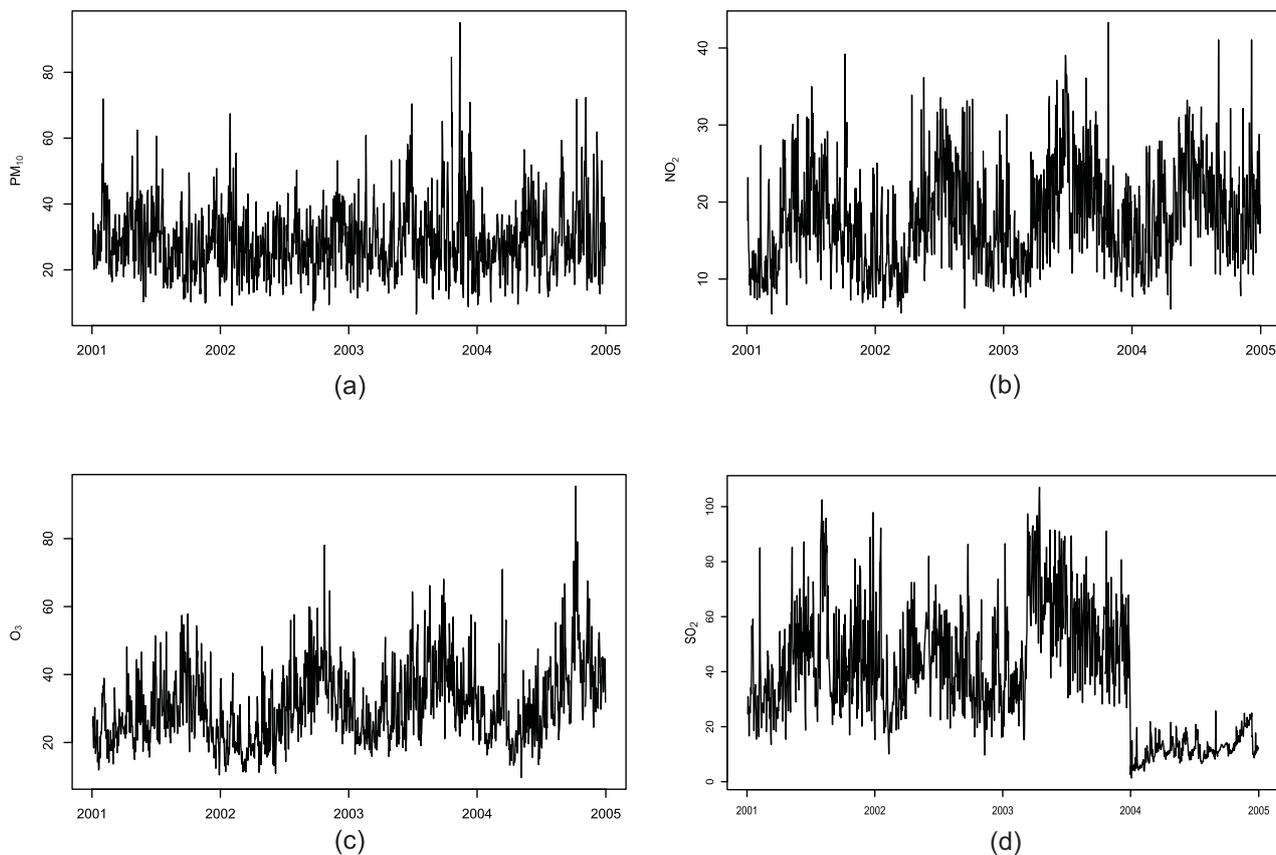


Figura 4.1: Média das concentrações dos poluentes (a) PM₁₀, (b) O₃, (c) NO₂ e (d) SO₂ da estação de Laranjeiras, localizada no município da Serra, no período compreendido de jan/2001 a dez/2004.

4.5 Variáveis Meteorológicas

Os fenômenos meteorológicos, por sua vez, exercem um papel fundamental em relação a poluição do ar. As condições meteorológicas possibilitam estabelecer uma forma de ligação entre a fonte poluidora e o receptor, tendo como referência o transporte e a dispersão dos poluentes atmosféricos (Oke, 1997; Torres, 2003). Devido a esse fato, informações adicionais sobre as variáveis meteorológicas foram coletadas junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). Cabe mencionar que a estação de Laranjeiras não medem variáveis meteorológicas, sendo assim tais medições foram extraídas da estação de monitoramento de Carapina, bairro próximo a região de Laranjeiras. Com essas informações foi criado um banco de dados de meteorologia com as médias diárias das variáveis meteorológicas: temperatura máxima, média e mínima e umidade relativa do ar na estação citada anteriormente. A Figura 4.5 apresenta as médias diárias dessas variáveis no período compreendido de jan/2001 a dez/2004.

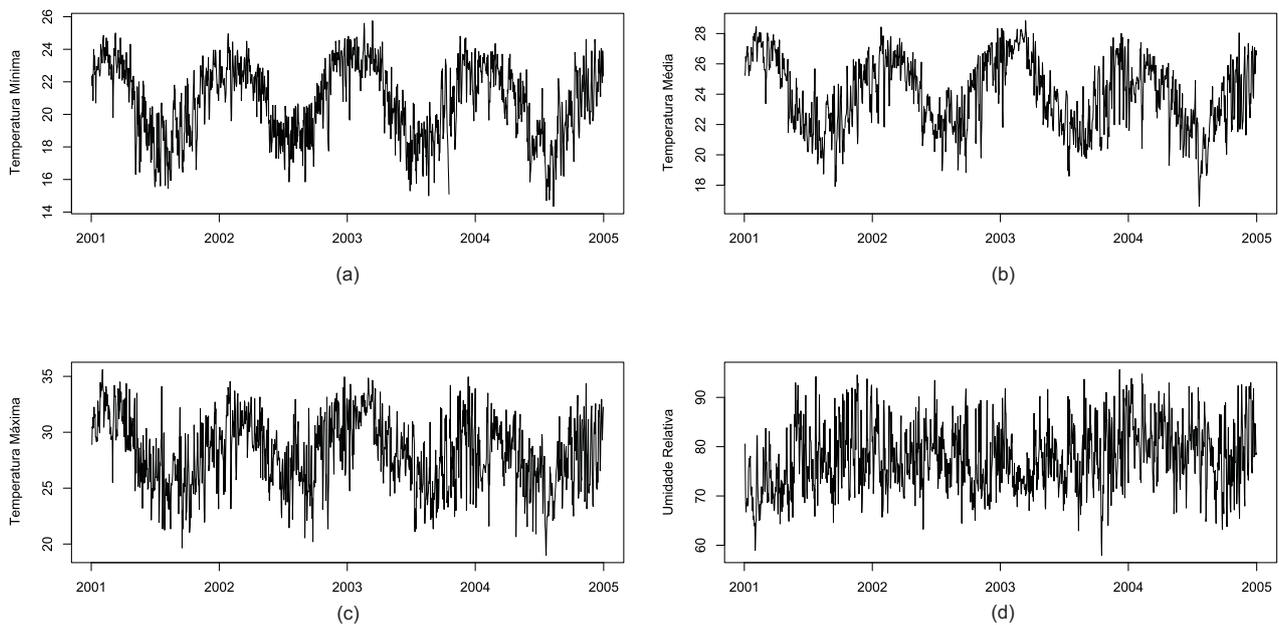


Figura 4.2: Médias diárias das variáveis meteorológicas (a) Temperatura mínima, (b) Temperatura média, (c) Temperatura máxima e (d) Umidade relativa do ar da estação de Laranjeiras localizada no município da Serra, no período compreendido de jan/2001 a dez/2004.

4.6 Risco Relativo

O risco relativo (*relative risk*) tornou-se uma das medidas mais utilizadas na investigação biomédica e recentemente adotada nos estudos dos efeitos da poluição do ar na saúde. O risco relativo é utilizado com frequência na análise estatística dos desfechos binários. Alternativamente, é utilizado para comparar o risco de desenvolvimento de um efeito colateral em pessoas que recebem uma droga, em comparação às pessoas que não estão recebendo o tratamento (ou a receber um placebo). É particularmente interessante devido a sua utilização em análises de regressão de contagens, tipicamente quando a distribuição dos dados segue uma *Poisson*.

As medidas de associação buscam responder se existe uma associação entre uma exposição e um desfecho (algum evento de saúde como: atendimentos, internações, mortes, etc). São medidas do tipo razão que comparam duas medidas de frequência e medem a força da relação estatística entre uma variável e a frequência da doença. Portanto o risco relativo (RR), é o coeficiente de incidência ¹ de casos expostos e o coeficiente de incidência de casos não expostos, definida como:

$$RR = \frac{E(Y/X = 1)}{E(Y/X = 0)} \quad (4.1)$$

Como o risco relativo é uma razão de taxas de incidência, que conseqüentemente são contagens, a distribuição de *Poisson* é um modelo onde é possível utilizar o risco relativo, pois a média da *Poisson* é uma taxa (λ) com função de ligação dado pelo logaritmo. Para deduzir o risco relativo nos modelos de regressão com distribuição de *Poisson*, considere o modelo:

$$\begin{aligned} \log(E[Y|X = x]) &= \alpha + \beta X \\ \log(E[Y|X = x]) &= \alpha \end{aligned} \quad (4.2)$$

¹A incidência de uma doença é, estritamente, representada pelo número de novos casos surgidos a cada ano na população.

A interpretação do α é clara quando $\beta=0$ (não significativo), pois nenhuma variação seria registrada na equação 4.2, ou seja, o efeito do poluente na saúde é nulo, portanto ($RR = 1$). Agora fazendo ($X = 1$) para um acréscimo de uma unidade na variável explicativa, temos que:

$$\log(E[Y|X = 1]) = \alpha + \beta \quad (4.3)$$

Assim, usando as propriedades do logaritmo, temos:

$$RR = \frac{E[Y|X = 1]}{E[Y|X = 0]} = e^{(\beta)} \quad (4.4)$$

Logo, para variações acima de uma unidade a expressão do risco relativo fica definida por:

$$RR = e^{(k\beta_i)} \quad \text{com } i=1,2,\dots,p \quad (4.5)$$

onde k e $\hat{\beta}$ são respectivamente a variação da concentração do poluente que poder ser ($10\mu g/m^3$, variação interquartílica, etc.) e o coeficiente estimado associado ao poluente em estudo.

O risco relativo pode ser, então interpretado como

4.7 Análise Estatística

Os dados foram modelados utilizando de técnicas de séries temporais. Os modelos aditivos generalizados, modelos que permitem ajustes paramétricos e não paramétricos foram adotados na análise de dados. Cada desfecho foi modelado tomando inicialmente como pressuposto básico de distribuição que as contagens de eventos de saúde (admissões hospitalares) seguem uma distribuição de *Poisson*. O número diário de atendimentos por DAR foi considerada como variável dependente, e o níveis de concentração diários dos poluentes atmosféricos como variáveis independentes.

A estratégia de análise consistiu em vários procedimentos implementados em etapas. Inicialmente tratou-se a sazonalidade de curta duração com variáveis indicadores para os dias da semana, feriados e dias transcorridos no estudo e para sazonalidade de longa duração foram utilizadas as função suavizadora *loess*, que permitem controlar uma dependência não linear entre a variável de interesse (atendimentos por DAR) e a sazonalidade. Para complementar o modelo básico, os fatores de confusão foram modelados através de curvas dose-respostas da temperatura e umidade, realizando o ajuste através de *splines*. E por fim adicionou-se a este modelo básico chamado de modelo central, de forma linear, os poluentes (PM₁₀, O₃ e NO₂), excluindo do modelo a interferência do poluente SO₂ devido aos problemas existentes em sua estrutura, conforme comentado anteriormente. Cabe mencionar que após controlados todos as variáveis que influenciam os atendimentos, os impactos provocados pelos poluentes são visto de forma individual, ou seja, cada poluente é colocado no modelo de forma individual, sendo importante relatar que abordagens múltipla dos poluentes podem ser adotadas no trabalhos envolvendo os impactos dos poluentes na saúde, tendo o cuidado em verificar a multicolinearidade, fenômeno que é explicado por correlações entre duas ou mais variáveis do modelo, e que podem afetar as estimativas dos efeitos maléficos provocados pelos poluentes.

Para a definição do modelo central, após a inclusão de cada covariável foram realizados vários teste de diagnósticos do ajuste do modelo, e.g. análise do periodograma (presença de efeitos sazonais remanescente de médio e longo prazo), da função de autocorrelação parcial dos resíduos (presença de autocorrelação serial), do gráfico qq-plot (normalidade assintótica dos resíduos padronizados) e eventualmente o critério de Akaike (parcimônia do modelo) para decidir entre dois ou mais modelos. As etapas acima foram repetidas tantas vezes quanto necessárias para a obtenção de uma modelo adequado dentro dos critérios citados acima. Cabe mencionar que nenhum controle foi adotado para epidemia de influenza.

As manifestações biológicas dos efeitos da poluição do ar sobre a saúde apresentam um comportamento que mostra uma defasagem em relação a exposição do indivíduo aos agente poluidores. Ou seja, eventos que ocorrem num determinado dia estão associados aos níveis de poluição daquele dia e/ou dias anteriores. Desse modo, foram testados os valores diários dos poluentes no mesmo dia, e com amplitudes de dois a sete dias, considerando sempre o dia corrente.

A Região da Grande Vitória (RGV) apresenta conforme mencionado, 8 estações de monitoramento da qualidade do ar, uma delas localizada na região de Laranjeiras. Entretanto o controle dessas medições de forma inadequada gera o que chamamos de dados faltantes (*missing data*) que podem enviesar as estimativas do modelo e podem ser explicados por defeitos nos equipamentos, medições inválidas etc. Junger (2002) propõe a utilização do algoritmo EM (Dempster et al., 1977) para completar dados faltantes em séries temporais que são espacialmente referenciadas. Inicialmente, as estimativas iniciais do vetor de médias e da estrutura de covariância são obtidos utilizando o conjunto incompleto de dados. Em seguida, atribui-se o mesmo modelo ARIMA (p,d,q) para cada uma das séries temporais provenientes das diferentes estações de monitoramento. Daí o procedimento é composto dos seguintes passos:

1. Substituí-se os valores faltantes por alguma estimativa
2. Estima-se os parâmetros do modelo ARIMA(p,d,q)
3. Atualiza-se os valores faltantes por estimativas obtidas a partir do modelo ARIMA ajustado no passo anterior
4. Reestima-se os parâmetros do modelo ARIMA com os dados completos segundo o passo anterior

Este processo é repetido até que o critério de convergência seja alcançado.

Os resultados apresentados nessa dissertação trazem a medida do risco relativo e seu respectivo aumento percentual de atendimentos hospitalares, cujos valores são obtidos diretamente das equações de *Poisson* descritas anteriormente. Os resultados são apresentados considerando as variações interquartílicas dos poluentes PM_{10} ($12.62\mu g/m^3$), O_3 ($15.45\mu g/m^3$) e NO_2 ($9.03\mu g/m^3$), sendo calculados através da expressão $\%RR = (RR - 1) \cdot 100$. Adotou-se um nível de significância de 5% e todas as análises foram realizados no software R- 2.7.

Modelos de Contagem

Recentemente tem havido um crescente interesse no estudo de séries temporais de valor inteiro não-negativo e, em especial, em séries de contagem. Como exemplos de séries de contagem pode-se citar: número de chamadas telefônicas chegadas a uma central em um período de uma hora, número mensal de passageiros de uma determinada companhia de aviação, o número diário de hóspedes em um hotel, o número de atendimentos em um hospital por causas respiratórias (foco do estudo da presente dissertação), entre outras. Os modelos dirigidos pelas observações se tornou uma importante ferramenta na modelagem de séries temporais de contagem dentro dos estudos de poluição atmosférica, dentre esse modelos podemos citar o MAG que foi utilizado nessa dissertação, com erros não correlacionados. Em muitos problemas práticos o principal objetivo é desenvolver modelos que relacionem covariáveis com variáveis de série de contagem, tais como número de atendimentos hospitalares, internações por doenças respiratórias, asma etc.

5.1 Modelo Linear Generalizado

Os modelos lineares da forma:

$$E(Y_i | X_i) = \mu_i = x_i^T \beta \quad Y_i | X_i \sim N(\mu_i; \sigma^2) \quad (5.1)$$

onde β é um vetor de parâmetros desconhecidos, o transposto do vetor x_i^T representa a i -ésima linha da matrix \mathbf{X} , se tornaram base de muitas análises de dados contínuos. Os avanços na teoria estatística e software de computadores permitiu utilizar métodos análogos aos desenvolvida para modelos lineares mais gerais. Um dos primeiros avanços foi o reconhecimento de que muitas propriedades da distribuição normal são partilhadas por uma classe de distribuições chamada de família exponencial na qual trataremos mais adiante. Um segundo avanço foi a extensão dos métodos numéricos para estimar os parâmetros β do modelo linear descrito em 5.1, nos casos em que exista uma função não linear do tipo:

$$g(\mu_i) = x_i^T \beta \quad (5.2)$$

onde a função g é chamada de função de ligação de característica monótona crescente e diferenciável, apresentando diferentes formas, dependendo da distribuição utilizada.

5.1.1 Família de Distribuição Exponencial

Considere a variável aleatória Y com distribuição de probabilidade dependente de um parâmetro θ . A distribuição conjunta de uma variável aleatória que pertence à família exponencial poder ser descrita da forma:

$$f(y; \theta) = s(y) t(\theta) e^{a(y)b(\theta)} \quad (5.3)$$

onde a, b, s e t são funções desconhecidas. Reescrevendo a equação 5.3, temos:

$$f(y; \theta) = \exp[a(y)b(\theta) + c(\theta) + d(y)] \quad (5.4)$$

onde $s(y) = \exp[d(y)]$ e $t(\theta) = \exp[c(\theta)]$. Se $a(y) = y$ a distribuição é chamada canônica e $b(\theta)$ é o parâmetro natural da distribuição.

5.2 Modelo Aditivo Generalizado -MAG

Modelagem utilizando dados temporal de contagem tem sido amplamente utilizada na poluição do ar como forma de verificar a associação entre poluentes atmosféricos e algum dado de contagem da área de saúde.

O modelo aditivo generalizado (MAG) pode ser pensado com uma extensão dos modelos lineares generalizados contendo uma função de ligação e uma componente sistemática, permitindo alargar as hipóteses atuais de normalidade dos modelos de regressão linear simples, para uma classe chamada família exponencial. A função de ligação que é definida pela distribuição adotada, permite que a relação entre a variável resposta e as covariáveis sejam do tipo linear através de uma função monótona crescente e diferenciável de acordo com a expressão 5.3. (McCullagh & Nelder, 1989).

Suponha agora que a variável de interesse, Y_i , segue um processo de *Poisson* com média μ_i com função densidade

$$P(Y_i = y_i) = \frac{\exp(-\mu_i)\mu_i^{y_i}}{y_i!}, \quad y_i = 0, 1, 2, \dots \quad (5.5)$$

Reescrevendo (5.5) na forma de (5.3)

$$\begin{aligned} P(Y_i = y_i) &= \exp \left\{ \log \left[\frac{\exp(-\mu_i)\mu_i^{y_i}}{y_i!} \right] \right\} \\ &= \exp \{ \log [\exp(-\mu_i)\mu_i^{y_i}] - \log(y_i!) \} \\ &= \exp \{ -\mu_i + y_i \log(\mu_i) - \log(y_i!) \} \\ &= \exp \{ y_i \log(\mu_i) - \mu_i - \log(y_i!) \}. \end{aligned} \quad (5.6)$$

Comparando o resultado (5.6) com (5.3), pode-se concluir que $a_i(\phi) = 1$, $b(\theta) = \log(\mu)$, $t(\theta) = \exp(\mu)$ e $s(y) = \exp(-\log(y!))$. Fazendo $\theta_i = \log(\mu_i)$, então tem-se que $\mu_i = \exp(\theta_i)$. Assim, considerando o vetor de covariáveis (regressoras) \mathbf{x}

$$\begin{aligned} \mu_i = \exp(\theta_i) &\implies g^{-1}(\eta_i) = \mu_i = \exp(\theta_i) \\ &\implies \log(\mu_i) = \theta_i \implies \eta_i = \log(\mu_i) \\ &\implies \log(\mu_i) = \mathbf{x}_i\beta, \quad i = 1, \dots, n. \end{aligned} \quad (5.7)$$

Quando a variável de interesse é um processo de contagem, isto é, um processo de *Poisson*, o modelo linear generalizado obtido é referido apenas como *modelo de regressão de Poisson*, por ser derivado da parametrização da relação entre o parâmetro μ , média, e as covariáveis ou regressoras. De acordo com (5.7), a suposição padrão é utilizar a parametrização da média exponencial,

$$\mu_i = \exp(\mathbf{x}'_i \beta), \quad i = 1, \dots, n. \quad (5.8)$$

Na expressão 5.9 podemos verificar que o preditor linear é uma função linear de cada uma das variáveis preditoras X_1, \dots, X_d . Uma das vantagens da utilização do modelo aditivo generalizado consiste na adoção de uma estrutura menos rígida, substituindo o termo linear por uma função suave.

$$\eta = g(\mu) = \alpha + f(X_1) + \dots + f(X_d) \quad (5.9)$$

O preditor linear da equação 5.10 corresponde a um modelo não paramétrico, porém podemos encontrar nos MAG'sos modelos do tipo semiparamétrico, cujo preditor linear combina formas paramétricas contendo k variáveis preditoras com w termos não paramétricos. Logo:

$$\eta = g(\mu) = \alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k + f(X_{w+1}) + \dots + f(X_d) \quad (5.10)$$

Assim, o procedimento padrão utilizado nas avaliações dos efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde é definido da seguinte forma:

$$Y_i \sim \text{Poisson}(\mu_i) \quad (5.11)$$

com $i = 1, 2, \dots, n$, o preditor η assume a forma:

$$\log(\mu_i) = \beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \dots + \beta_k X_{ki} + f(X_{(w+1)i}) + \dots + f(X_{(di)}) \quad (5.12)$$

onde os β_{ks} para $k = 1, 2, \dots, n$ descrevem a variação em porcentagem do logaritmo da média

da variável que representa a contagem dos eventos de saúde, para a variação em uma unidade na variável de exposição. As funções $f(\cdot)$ representam as funções suavizadoras.

5.3 Técnica de *Bootstrap*

A idéia básica do método *bootstrap*, conforme indicado na Efron (1979), é substituir uma distribuição desconhecida de uma variável aleatória por uma distribuição empírica de uma amostra aleatória obtida a partir dessa distribuição. Isto é normalmente feito gerando-se um grande número de reamostras, com base na amostra original, computando as estatísticas de interesse em cada reamostragem, sendo assim possível estimar características da população tais como média, variância, percentis, intervalos de confiança etc conforme Figura 5.1 . No entanto, em séries temporais os dados geralmente não são independentes e idênticamente distribuídas (i.i.d) e algumas adaptações para executar o *bootstrap* são necessários. Várias formas de simulação *bootstrap* têm sido propostos na literatura e muitos deles apresentam bom desempenho em uma ampla variedade de situações conforme será mostrado nas seções posteriores. No modelo aditivo generalizado (MAG) a técnica de *bootstrap* ainda é pouco explorada e discutida na literatura. Härdle et al. (2004) mostram como o procedimento pode ser utilizado na correção do vício das estimativas paramétricas e não paramétricas dos MAG's, em teste de hipóteses e na construção de bandas de confiança. A Figura 5.1 expressa o funcionamento do método *bootstrap*.

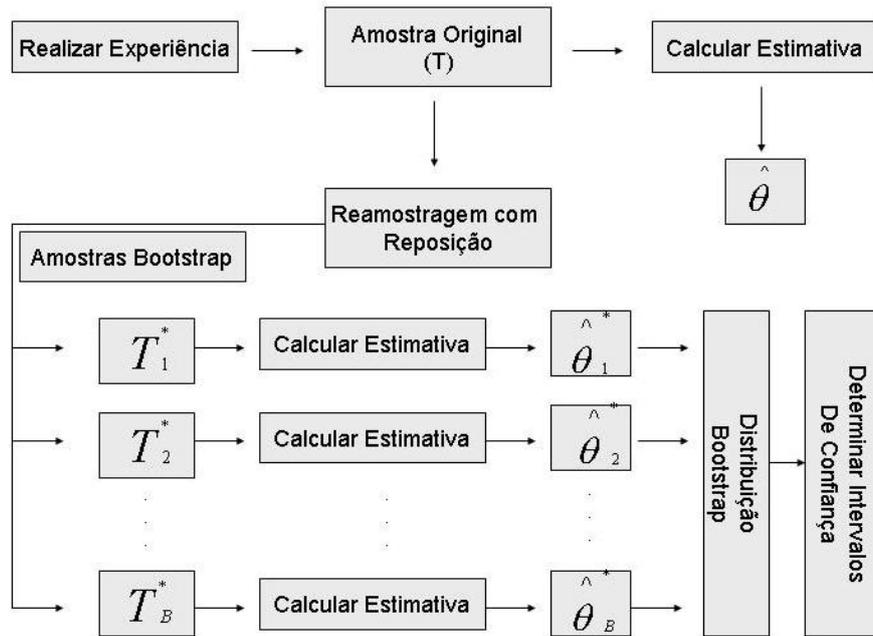


Figura 5.1: Ilustração da técnica de *bootstrap*

5.3.1 *Bootstrap* paramétrico condicional

O *bootstrap* condicional sugerido por Figueiras et al., (2005), é um método que considera dados do tipo (x_i, y_i) , $i = 1, \dots, n$, ou de uma forma mais geral, $(y_i, x_{1i}, x_{2i}, \dots)$, assumindo que a distribuição de Y_i é conhecida e que seus valores são condicionais aos valores (x_{1i}, x_{2i}, \dots) , daí o nome *bootstrap* condicional. Os vetores das variáveis Y e X_j , $j = 1, \dots, d$ podem ser correlacionados ou não. O procedimento de construção do método é descrito a seguir.

Para ilustrarmos a técnica no modelo MAG, considere que $Y_i \sim \text{Poisson}$ com valor esperado μ_i e considere X_1, \dots, X_d variáveis explicativas de Y_i definido por (5.12).

- Utilizando o modelo MAG definido por 5.12, estima-se os coeficientes $\hat{\beta}'s$ associados aos poluentes, as funções arbitrárias $f's$ e os preditores $\hat{\mu}_1, \dots, \hat{\mu}_n$ para cada uma das observações.
- Gera-se B amostras condicionais *bootstrap* ($B=1000$) para cada ponto (x_{1i}, \dots, x_{di}) , de forma que os valores da variável dependente Y_i em cada replicação, sigam uma observação aleatória proveniente da distribuição de *Poisson* com média $\hat{\mu}_i$, da forma $Y_i^* \sim$

$Poisson(\hat{\mu}_i)$.

- Finalmente em cada B replicação gerada, uma estimativa do coeficiente $\hat{\beta}_1^*$ (associada ao poluente) é obtida usando o modelo MAG, obtendo assim o vetor $(\hat{\beta}_1^*, \dots, \hat{\beta}_p^*)$, tendo como medida de avaliação dos efeitos dos poluentes o risco relativo definido por:

$$RR^* = \exp(k \cdot \hat{\beta}_i^*) \quad \text{com } i=1,2,\dots,p \quad (5.13)$$

onde RR^* representa os riscos relativos *bootstrap*, k é a variação interquartilica do poluente e $\hat{\beta}_i^*$ é um elemento do vetor $(\hat{\beta}_1^*, \dots, \hat{\beta}_p^*)$ de parâmetros desconhecidos associados ao poluente atmosférico.

5.3.2 *Bootstrap* não paramétrico residual

Uma característica marcante de séries temporais consiste na não independência das observações ao longo do tempo, fato que contraria o pressuposto do método *bootstrap* de independência das observações. Uma das alternativas propostas por Hastie e Tibshirani, (1993) é reamostrar os resíduos do modelo (supostamente independentes e idênticamente distribuídos) não supondo nenhuma distribuição a priori para esses dados, daí o nome *bootstrap* não paramétrico, evitando desta forma a necessidade de se lidar com dependência temporal. Abaixo segue o algoritmo para o método utilizado.

Seja Y_i um vetor de observações com distribuição de *Poisson* e esperança modelada por um MAG de acordo com 5.12.

- Após estimar os parâmetros β' s e as funções arbitrárias f' s, os resíduos de Pearson podem ser obtidos através da expressão:

$$e_i = \frac{Y_i - \hat{\mu}_i}{\sqrt{\hat{\mu}_i}} \quad \text{com } i=1,2,\dots,p \quad (5.14)$$

- Remostra-se com reposição os resíduos \hat{e}_i , atribuindo-se uma massa de probabilidade igual a $1/n$, obtendo ($B=1000$) amostras \hat{e}_i^* , com $i = 1, 2, \dots, B$

- Finalmente conforme a expressão 5.14, constroi-se, recursivamente, a série bootstrap Y_i^* através da expressão:

$$Y_i^* = e_i \sqrt{\hat{\mu}_i} + \hat{\mu}_i \quad \text{com } i=1,2,\dots,p \quad (5.15)$$

após estimados os β 's por 5.12, obtém-se o risco relativo bootstrap RR^* de acordo com a expressão 5.13.

5.4 Intervalos de Confiança

Comparamos os percentuais de cobertura, considerando as probabilidades de cobertura dos intervalos de confiança usando a normalidade assintótica para o risco relativo(RR) e para diferentes intervalos de confiança *bootstrap* que serão descritos abaixo.

1. Intervalo de confiança utilizando a normalidade assintótica para o estimador do parâmetro β , $\hat{\beta}$.

$$Cl_1(1 - \alpha) = \exp\left(k \cdot \hat{\beta} \pm z_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot k \cdot \hat{se}(\hat{\beta})\right) \quad (5.16)$$

onde k é a variação interquartilica do poluente, z_α indica o $100 \cdot \alpha$ é-simo percentil da distribuição $N(0,1)$ e $\hat{se}(\hat{\beta})$ indica o erro padrão associado ao estimador de interesse.

2. O intervalo percentílico $(1-\alpha)\%$ para o parâmetro β é definido pela expressão

$$Cl_2(1 - \alpha) = \left(k\hat{\beta}_{\alpha/2}^*; k\hat{\beta}_{(1-\frac{\alpha}{2})}^*\right) \quad (5.17)$$

onde por definição $\hat{\beta}^*$ é o $(100 \cdot \alpha)$ -ésimo percentil empírico da distribuição *bootstrap* (Efron e Tibishirani, 1993) e k é a variação interquartilica do poluente. Na prática, são geradas B amostras *bootstrap* independentes $x_1^*, x_2^*, \dots, x_B^*$, e estima-se $\hat{\beta}^*$ para cada uma delas tem-se que $\hat{\beta}_{\alpha/2}^*$ é o $B(\alpha/2)$ º valor ordenado das replicações $\hat{\beta}^*$, seguindo da mesma forma para $\hat{\beta}_{(1-\frac{\alpha}{2})}^*$

3. Intervalo de confiança *bootstrap* baseado na métrica de Mallows.

$$Cl_3(1 - \alpha) = \left(k\hat{\beta}^* \pm z_{(1-\frac{\alpha}{2})} \cdot k \cdot \hat{se}(\hat{\beta}^*) \right) \quad (5.18)$$

onde k é a variação do poluentes estudado, z_α indica o $100 \cdot \alpha$ th percentil da distribuição $N(0,1)$, $\hat{\beta}^*$ representa a média das replicações *bootstrap* e $\hat{se}(\hat{\beta}^*)$ indica o erro padrão associado ao parâmetro $\hat{\beta}^*$ da amostra *bootstrap*.

Apresenta-se neste capítulo os resultados obtidos na presente dissertação. A avaliação dos resultados é baseado no modelo aditivo generalizado conjuntamente com a técnica de *bootstrap* considerando a influência dos principais poluentes nos atendimentos por doenças respiratórias em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes em Laranjeiras/Serra, da RGV. Esta dividida em duas seções: a primeira apresenta a estatística descritiva das principais variáveis em estudo e seus comportamentos ao longo do tempo, na segunda parte o ajuste do modelo MAG e uma comparação entre os intervalos assintóticos e *bootstrap*.

6.1 Estatística Descritiva

A seguir são apresentadas tabelas e gráficos construídos com o objetivo de resumir os dados meteorológicos, poluentes atmosféricos e atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade utilizados na presente dissertação. Cabe ressaltar que apresentaremos os resultados do poluente SO_2 apenas nas estatísticas descritivas, porém não foram consideradas no modelo MAG a sua influência na saúde das crianças, devido as falhas existente em sua estrutura temporal conforme visto na Figura 4.1(d).

A Tabela 6.1 mostra que durante o período de estudo ocorreram 7718 atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes no bairro Laranjeiras, Serra, ES, Brasil. O número médio de atendimentos diários por DAR em crianças foi igual a 5.29 atendimentos com

um desvio padrão de 4.03.

Tabela 6.1: Estatísticas descritivas dos poluentes, variáveis meteorológicas e atendimentos por DAR no município da Serra, jan/2001 a dez/2004.

	n	média	dp	mínimo	Percentis			máximo
					25	50	75	
PM ₁₀ ($\mu g/m^3$)	1458	29.11	10.58	6.58	21.96	27.79	34.58	95.08
SO ₂ ($\mu g/m^3$)	1458	37.68	21.69	1.33	19.20	36.13	52.44	107
O ₃ ($\mu g/m^3$)	1458	31.02	11.20	9.68	22.49	29.13	37.94	95.43
NO ₂ ($\mu g/m^3$)	1458	15.15	11.61	1.50	7.88	11.46	16.70	69.33
Temperatura mínima (°C)	1458	20.79	2.28	14.53	19.00	20.98	22.70	25.75
Temperatura média (°C)	1458	24.00	2.30	16.60	22.18	24.13	25.90	28.84
Temperatura máxima (°C)	1458	28.20	3.07	19.00	25.90	28.35	30.50	35.60
Umidade relativa do ar (%)	1458	77.80	6.51	57.98	72.96	77.35	81.97	95.62
Atendimentos por DAR	1458	5.29	4.03	0.00	2.00	5.00	7.00	29.00

A média da temperatura máxima utilizada no modelo foi de 28.20°C com um desvio padrão de 10.58°C. A umidade relativa do ar obteve uma média de 77.80% com um desvio padrão de 6.51%. Cabe ressaltar que as médias diárias dos poluentes atmosféricos calculadas como descrito na metodologia não ultrapassaram os limites estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), conforme a Tabela 3.1. Deve-se considerar nessa análise que os níveis de concentração dos poluentes O₃ e NO₂ não podem ser comparados com o padrão, pois o tempo de média desses poluentes é diferentes dos demais.

Organização Mundial de Saúde (OMS) em 2005 divulgou um documento contendo as Diretrizes de Qualidade do Ar, no qual foram anunciados os novos padrões mundiais de qualidade do ar e as metas recomendadas para a redução dos riscos à saúde cujo objetivo central é avaliar mais profundamente os efeitos, a curto prazo, da poluição do ar. Para os poluentes PM₁₀, SO₂, O₃ e NO₂ as diretrizes determinam que os níveis não devem ultrapassar 50 $\mu g/m^3$, 20 $\mu g/m^3$, 100 $\mu g/m^3$ (uma média de 8 horas de exposição) e 200 $\mu g/m^3$ respectivamente. Para os resultados acima, em média, apenas o poluente SO₂ ultrapassou as diretrizes da OMS, porém no que diz respeito a concentrações máximas todos os poluentes analisados tiveram suas concentrações máxima acima do estabelecido pela OMS, com exceção do O₃ e NO₂ conforme Tabela 6.1.

Na Tabela 6.2 observa-se que o número mensal médio de crianças com problemas respiratórios foi maior no ano de 2004, com uma média de 7.89 atendimentos (desvio padrão igual a 4.55),

evidenciando um crescimento ao longo do tempo, tal fato pode ser explicado pelo aumento da população na região estudada. Nos anos de 2001, 2002 e 2003 essa média foi respectivamente igual a 3.76 (desvio padrão igual a 3.38), 5.26 (desvio padrão igual a 3.38) e 5.26 (desvio padrão igual a 3.87). Cabe mencionar que as maiores concentrações registradas para os poluentes PM_{10} , O_3 e NO_2 no período estudado foram respectivamente 30.50 (desvio padrão igual a 12.61) em 2003, 33.23 (desvio padrão igual a 10.80) em 2003 e de 19.46 (desvio padrão igual a 5.81) em 2004.

Tabela 6.2: Média diária(\pm Desvio Padrão) para os dados de Atendimentos por DAR e para os poluentes PM_{10} , O_3 e NO_2

Variáveis	n	2001	2002	2003	2004
Atendimentos por DAR	1458	3.76(\pm 2.79)	4.26(\pm 3.38)	5.26(\pm 3.87)	7.89(\pm 4.55)
PM_{10}	1458	28.77(\pm 9.66)	27.76(\pm 8.92)	30.50(\pm 12.61)	29.38(\pm 10.64)
O_3	1458	28.57(\pm 9.18)	29.11(\pm 11.24)	33.23(\pm 10.80)	33.17(\pm 12.51)
NO_2	1458	16.19(\pm 5.84)	17.01(\pm 6.45)	18.79(\pm 6.60)	19.46(\pm 5.81)

A Tabela 6.3 retrata as correlações entre os poluentes atmosféricos e variáveis meteorológicas com intuito de caracterizar a relação existente entre os diversos poluentes atmosféricos do presente estudo e entre esses e os fatores meteorológicos.

Tabela 6.3: Correlação entre os poluentes no município da Serra, jan/2001 a dez/2004.

	PM_{10}	NO_2	O_3	T(máxima)	T(miníma)	UR
PM_{10}	1.000					
NO_2	-0.023	1.000				
O_3	0.037	0.141**	1.000			
T(máxima)	0.418**	-0.342**	-0.295**	1.000		
T(miníma)	0.168**	-0.484**	-0.307**	0.698**	1.000	
UR	0.076**	0.131**	-0.051**	-0.457**	-0.094**	1.000

T= Temperatura ($^{\circ}C$) ; UR= Umidade relativa do ar (%)

**p < 0.01

Pode-se notar que todos os poluentes atmosféricos analisados estão estatisticamente correlacionados com as variáveis meteorológicas e entre si, com uma correlação baixa, porém significativa entre os poluentes O_3 e NO_2 . As temperaturas mínima e máxima possuem uma correlação negativa com os poluentes O_3 e NO_2 e positiva com PM_{10} . A associação positiva entre a temperatura máxima e mínima com o poluente PM_{10} é explicada pois nos períodos mais quentes

a dispersão dos poluentes se torna mais acelerada e a baixa temperatura leva ao acúmulo de poluição no ar, impedindo que as partículas se dispersem, mantendo-as ao nível da atmosfera.

A Figura 6.1 apresenta os gráficos do tipo *Box-Plot* para os poluentes e atendimentos por DAR. Verifica-se concentrações aberrantes em todos os poluentes atmosféricos e nos atendimentos por DAR. Cabe mencionar que os níveis de ozônio(O_3), dióxido de nitrogênio (NO_2) e dos atendimentos por DAR aumentaram ao longo do período devido ao aumento populacional na região e, no caso do poluente PM_{10} , observa-se que não houve alterações significativas ao longo do tempo.

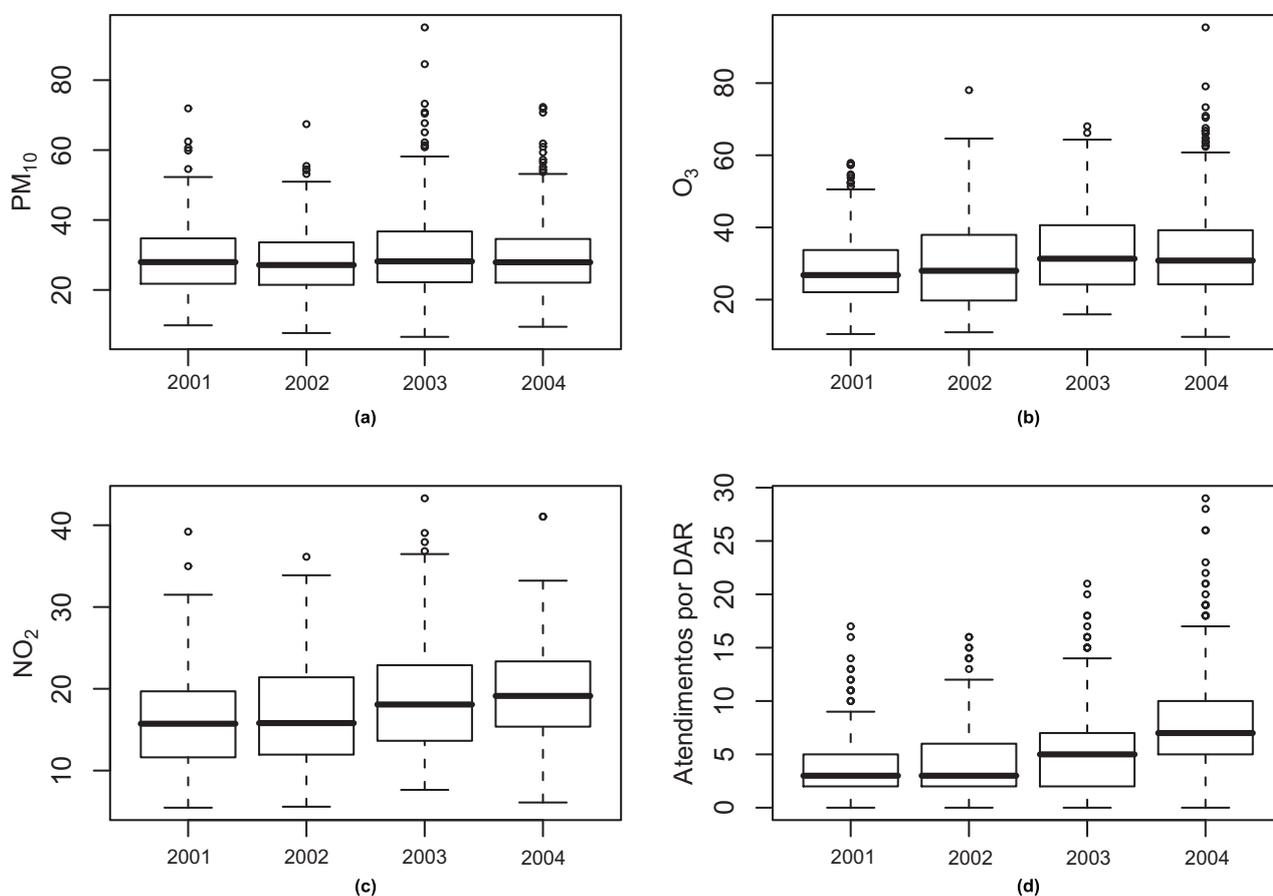


Figura 6.1: Gráficos do tipo *Box-Plot* para as concentrações dos poluentes atmosféricos (a) partículas inaláveis - PM_{10} , (b) Ozônio - O_3 , (c) Dióxido de Nitrogênio - NO_2 e (d) atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade no período de 2001 a 2004.

As Figuras 6.2 e 6.3 apresenta a evolução média do ciclo diário, semanal e mensal dos principais poluentes analisados no presente trabalho e o ciclo semanal e mensal dos atendimentos por DAR do município da Serra,. ES/Brasil respectivamente.

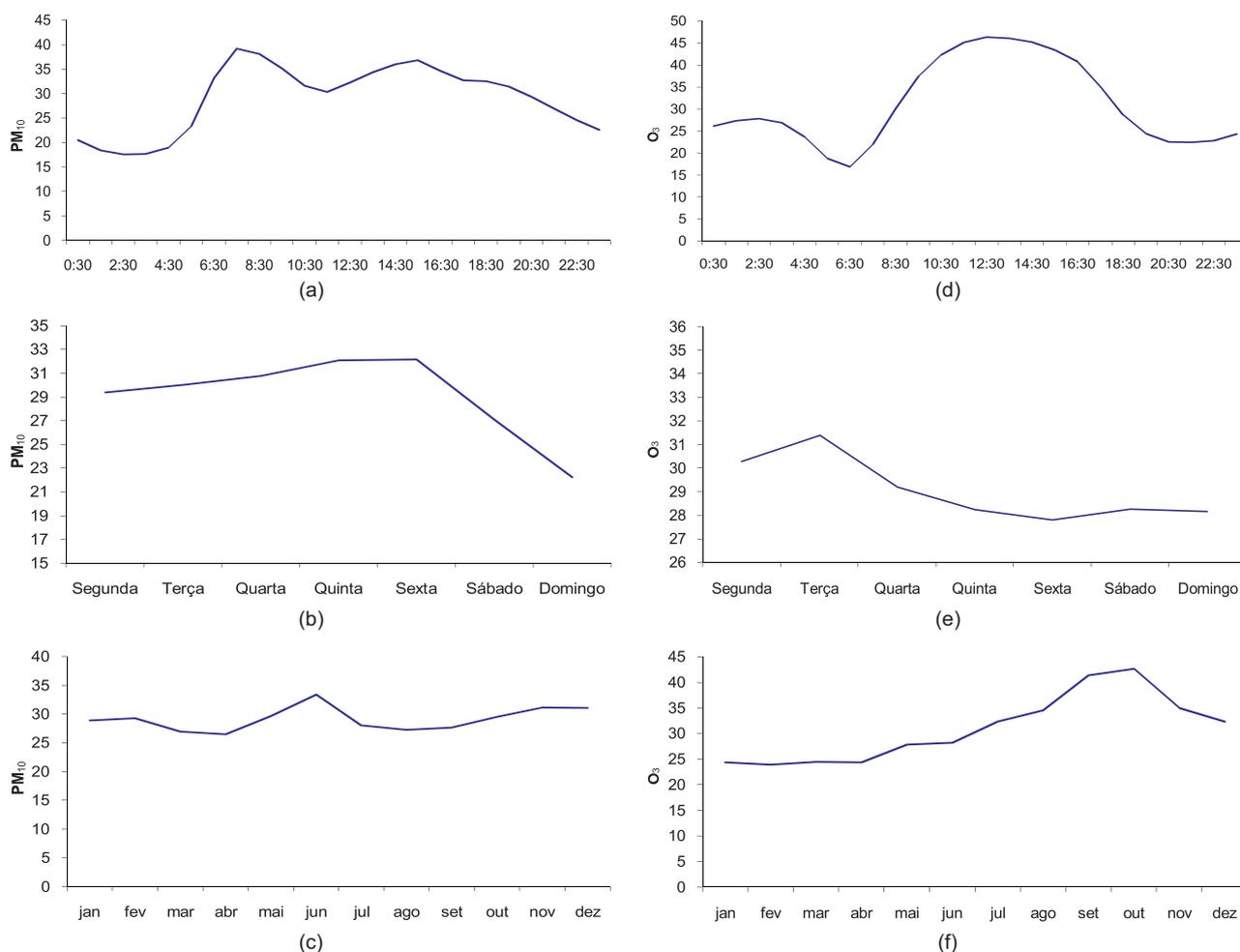


Figura 6.2: Distribuição média horária, ciclo semanal e mensal dos poluentes atmosféricos PM₁₀(a),(b),(c) e do poluente O₃ (d), (e), (f)

Na Figura 6.2 verifica-se que o poluente PM₁₀ possui características interessantes ao longo do tempo. O gráfico da Figura 6.2(a) mostra que as concentrações desse poluente crescem a partir das 05:30hs da manhã, mantendo-se crescente ao longo do dia de trabalho, fato esse explicado pelo intenso tráfego de veículos, atividades industriais e um decaimento após as 17:30h correlacionada com o fim do expediente de muitas indústrias e baixo tráfego de veículos. A Figura 6.2(b) relata uma sazonalidade de curta duração durante os dias da semana, cujas concentrações aumentam ao longo da semana e decaem quando se aproxima o final de semana, tal fato explicado pela menor produção das atividades potencialmente poluidoras nos fins de semana e baixo fluxo de veículos, por isso controle sazonal no estudo tornam-se de fundamental importância nas análises que verificam a associação entre poluição e saúde. A Figura 6.2(c) evidencia um nível de concentração maior nos meses de abril a julho.

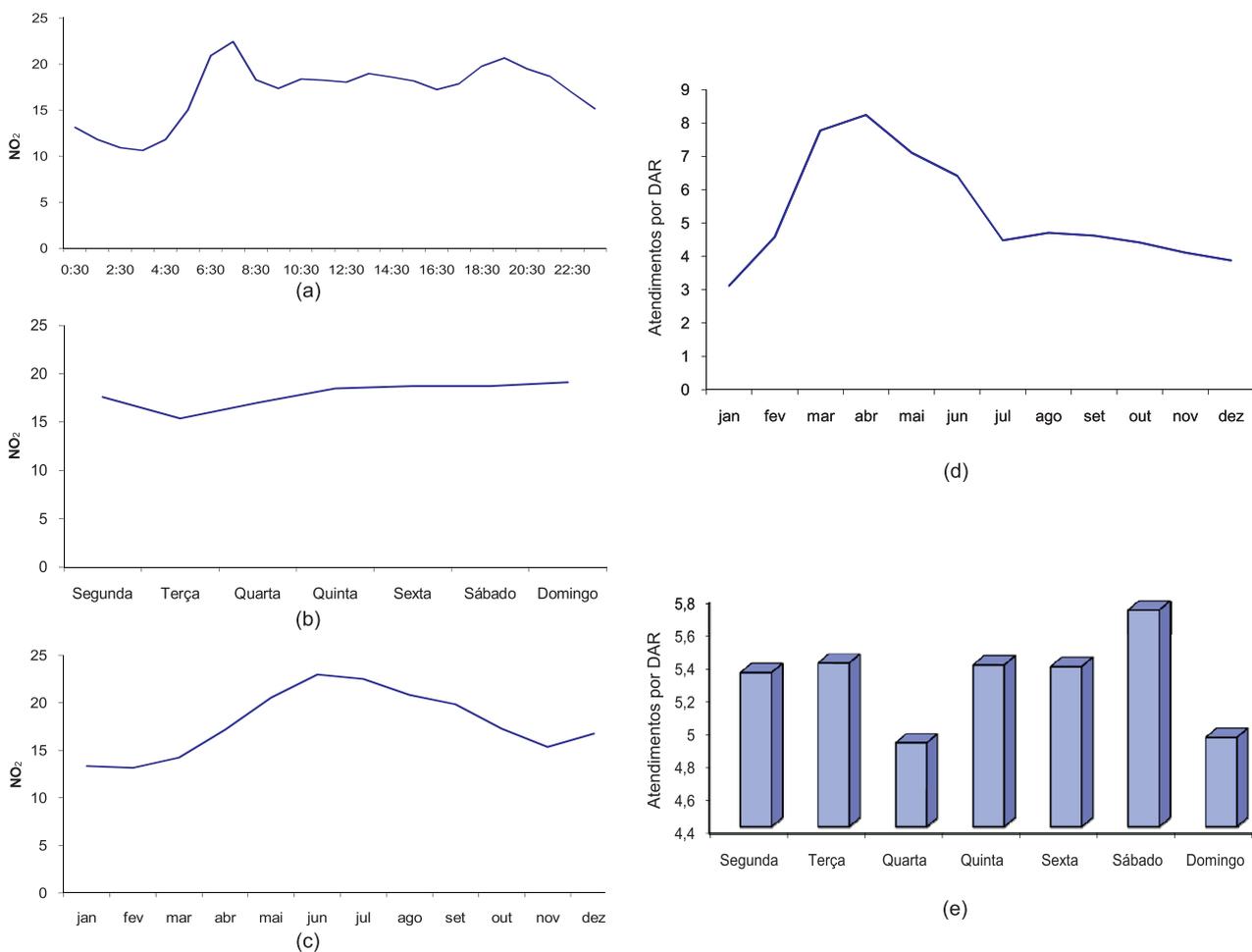


Figura 6.3: Distribuição horária, semanal e mensal do poluente atmosférico NO₂ ((a), (b), (c)) e dos Atendimentos por DAR semanais e mensais ((d), (e), (f)).

O ozônio é formado através de reações fotoquímicas que envolve os gases NO_x (óxidos de nitrogênio) e o COV (Compostos orgânicos voláteis), favorecidos nos os dias ensolarados de altas temperaturas no final da primavera, verão e começo de outono. O ciclo desse poluente apresenta concentrações altas durante o dia, devido a radiação, intenso tráfego de veículos, intensa atividade industrial e período quentes. Durante o dia conforme a Figura 6.2(d), as concentrações crescem a partir dos primeiros raios solares e decaem no período da noite, também pode ser indentificada uma evolução ao longo dos meses mais quentes de acordo com a Figura 6.2(f). As maiores concentrações de ozônio nem sempre ocorrem nos centros urbanos, onde os poluentes foram emitidos. A razão é que quando existe uma abundância de óxido de nitrogênio (NO) emitidos por tráfego veicular, a formação de ozônio é reduzida, e como resultado uma concentração é baixa. Cabe ressaltar que o ozônio pode ser transportado pelo vento a distâncias

superiores a 400-500km dia. Assim, a poluição pelo ozônio pode eventualmente ser encontrado em áreas suburbanas e rurais longe das fontes dos poluentes. Portanto, níveis de ozônio em zonas suburbanas podem ser mais elevadas do que no grandes centros urbanos, devido a esse fato, estações meteorológicas próximas a avenidas podem resultar em medições que não refletem a realidade desse poluente secundário.

O ciclo do dióxido de nitrogênio (NO_2) acontece pela ação da oxidação de óxido de nitrogênio (NO) em emitidos em zonas industriais, reações de combustão dos motores a explosão, na queima de querosene e a partir da reação de óxido nítrico (NO) com oxigênio (O_2). Verifica-se de acordo com a Figura 6.3(a) elevações nas concentrações do poluente quando os primeiros raios solares aparecem, ocasionado pelo aumento da radiação e principalmente intenso tráfego de veículos durante o dia.

Com relação aos atendimentos por DAR observa-se na Figura 6.3(e) uma maior ocorrência dos atendimentos nos meses de fevereiro a julho, período contemplando pela estação outono em sua grande parte, meses em que as temperaturas são mais amenas e o ar fica mais seco. Já na Figura 6.3(f) verifica-se que os maiores atendimentos por DAR no hospital analisado começam no finais de semana, fato que pode estar relacionado aos pais trabalharem durante a semana e elevações populacionais.

A Figura 6.4 mostra as séries dos poluentes ambientais e seus respectivos componentes (sazonalidade e tendência) que precisam ser absorvidos pelo modelo.

Cabe mencionar que todos os poluentes estudados apresentaram tendência de crescimento após o ano de 2002, e os poluentes NO_2 e O_3 apresentaram comportamentos sazonais parecidos, tal fato, é explicado devido o poluente dióxido de nitrogênio(NO_2) ser um dos percussores de formação do ozônio(O_3) conforme discutido anteriormente. Com relação a sazonalidade é possível ver na Figura 6.1 que tanto os poluentes e os atendimentos apresentam sazonalidade próximas ao longo do tempo.

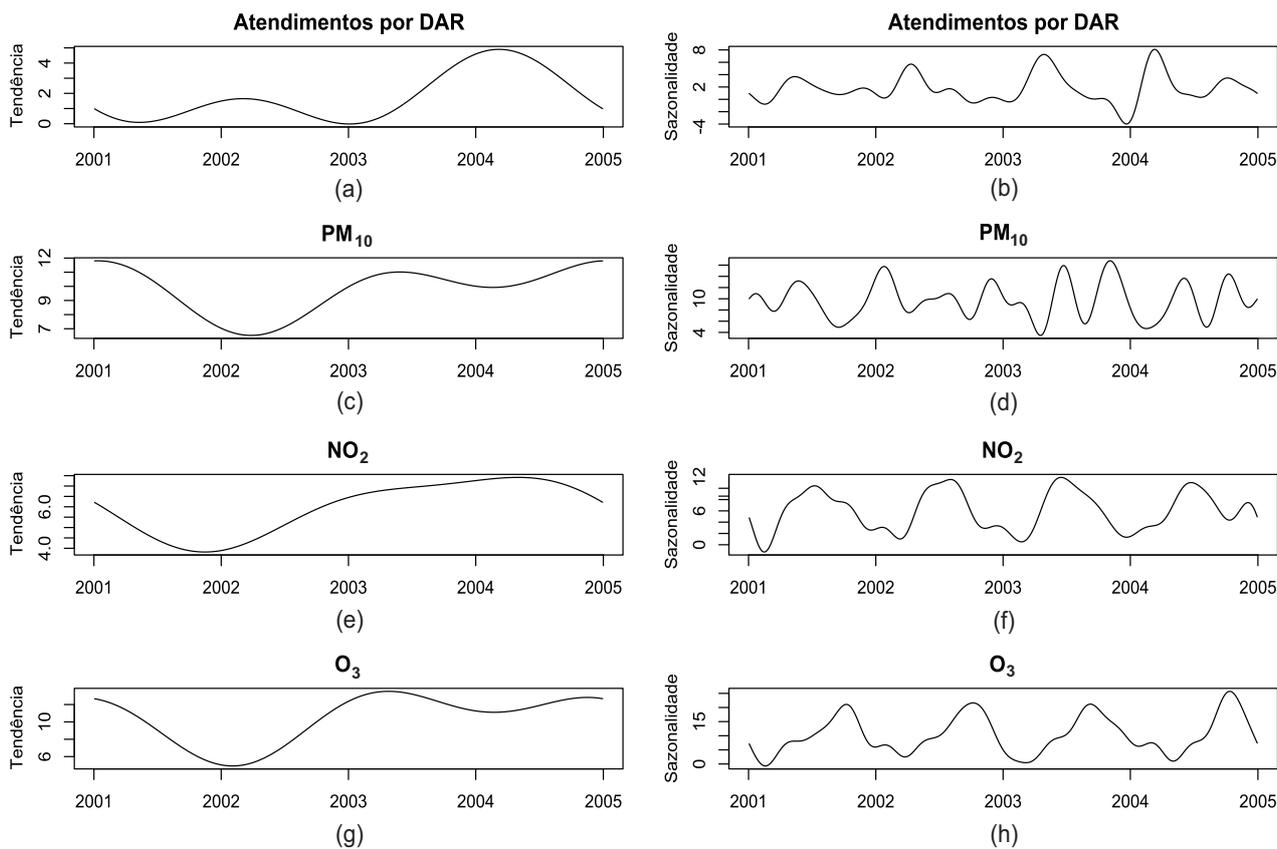


Figura 6.4: Decomposição temporal dos atendimentos por DAR e dos poluentes PM_{10} , O_3 e NO_2 da estação de laranjeiras no período de jan/2001 a dez/2004.

A Figura 6.5 retrata a evolução temporal dos atendimentos por DAR e dos poluentes atmosféricos. A série de atendimentos por DAR possui características importantes como picos aberrantes que podem afetar as estimativas dos efeitos da poluição na saúde. A Figura 6.5 retrata que tanto os níveis diários dos poluentes, quanto o número diário de atendimentos por DAR, apresentam um padrão sazonal bastante característico, conforme comentando anteriormente.

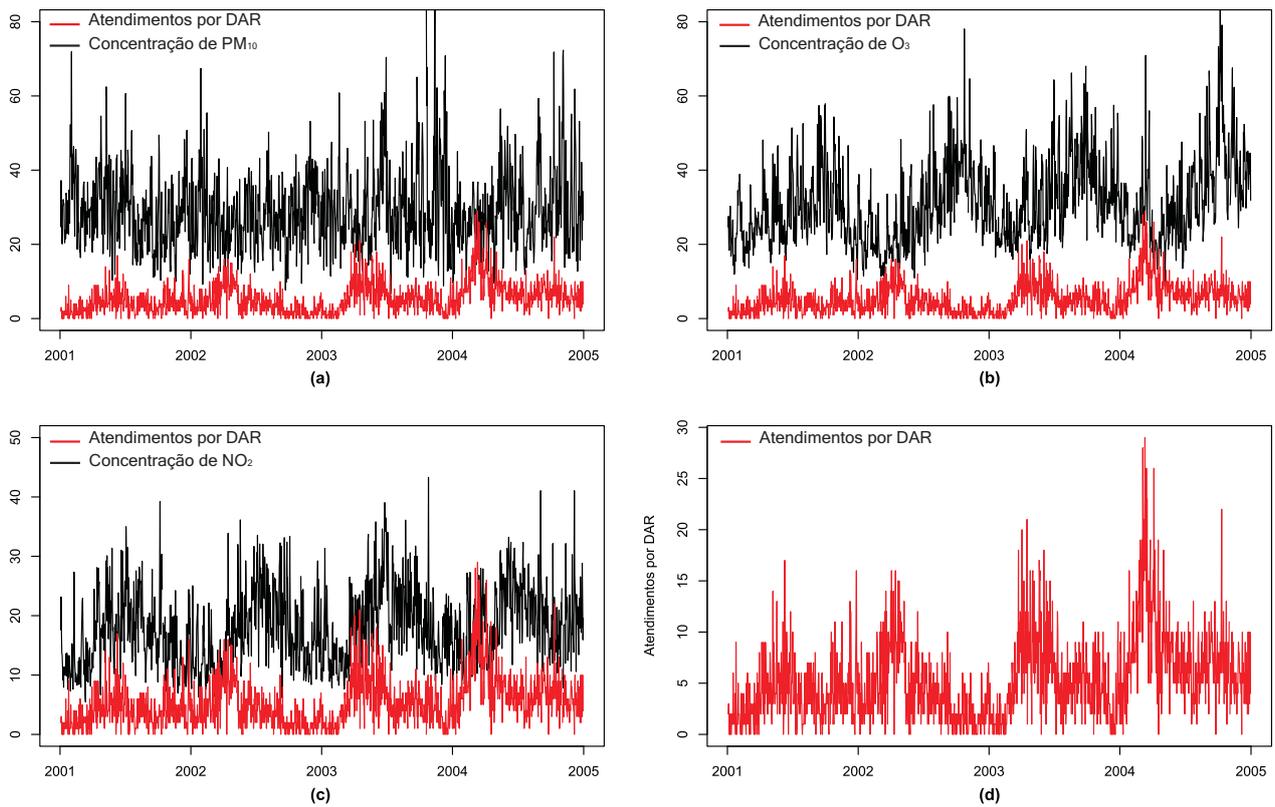


Figura 6.5: Níveis de (a) material particulado inalável (PM_{10}), (b) Ozônio (O_3), (c) dióxido de enxofre (NO_2) com atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade, Serra, Brasil, 2001 a 2004.

6.2 Ajuste do Modelo

Nesta seção será apresentado o ajuste do modelo GAM aos dados de atendimentos por doenças respiratórias e o risco relativo que mede a influência do poluente na saúde. Será realizada uma comparação entre o intervalo clássico usual baseado na teoria assintótica e os intervalos *bootstrap* medindo suas amplitudes e coberturas de probabilidade.

A Figura 6.6 mostra o ajuste do modelo utilizado para explicar os atendimentos hospitalares, e seu respectivo ajuste residual, importante na verificação de um ajuste satisfatório. A Figura 6.6(a) retrata a análise do diagnóstico do modelo e do seu próprio ajuste, indicando uma captura satisfatória da variabilidade dos dados de atendimentos hospitalares. Pode-se notas nas Figuras 6.6 (a,b,c) que os resíduos não apresentaram associações com as variáveis do modelo e não apresentaram evidências de tendências, sazonalidade e autocorrelação, evidenciando um

controle potencial dos fatores de confusão que se não controlados podem produzir estimativas inadequadas. Os pontos de correlação da Figura 6.6(d) foram testados através do teste de *Durbin-Watson* (p valor=0.0458) confirmando a correlação espúria. Pode-se visualizar que embora o ajuste do modelo MAG seja satisfatório, alguns pontos aberrantes não foram captados pelo modelo, sendo importante a verificação desses possíveis *outliers* na avaliação do modelo MAG.

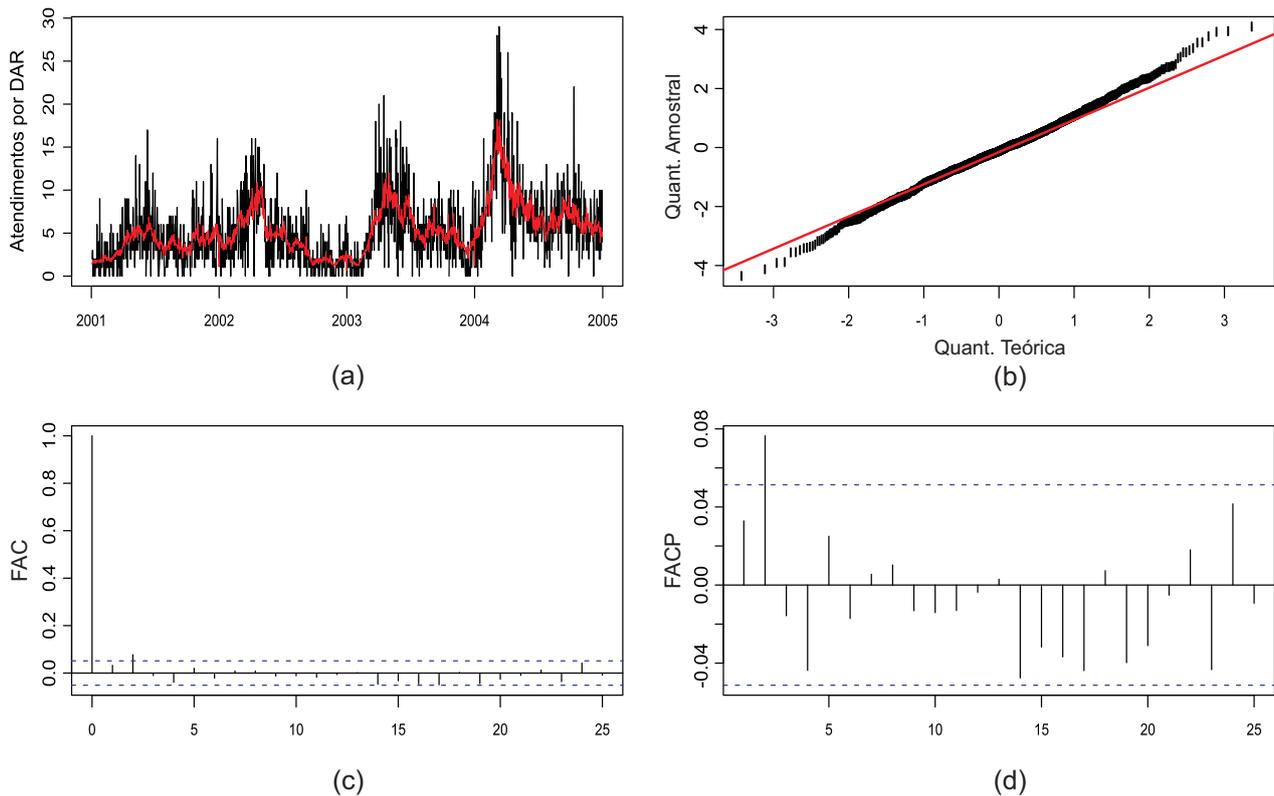


Figura 6.6: Ajuste (modelo MAG) e os resíduos de *Pearson* do modelo aplicado aos dados de atendimentos hospitalares por doenças respiratórias.

As Tabelas 6.4 e 6.5 retratam o risco relativo para ambos os métodos analisados (MAG, *bootstrap* residual e *bootstrap* condicional) com a respectivas amplitudes dos intervalos de confiança analisados enquanto os das Figuras 6.7 e 6.8 retratam os aumentos percentuais utilizando os modelo MAG e as técnica de *bootstrap* condicional e residual, onde os efeitos de defasagem simples e cumulativas podem ser mensurados.

Os efeitos de defasagens simples e cumulativas dos poluentes atmosféricos analisados nos atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade podem ser visualizados nas Figura 6.7 e 6.8

para os métodos MAG, *bootstrap* condicional e *bootstrap* residual. Nessas figuras e em outras similares presentes nesta dissertação a reta horizontal constante igual a 0 representa ausência do efeito do indicador do poluente ,enquanto que o ponto central e as barras verticais para cada defasagem simples ou indicador cumulativo de defasagens representam, respectivamente, o risco relativo em percentual e seu intervalo de 95% de confiança para aquele indicador. Finalmente, se a barra vertical não incluir o valor 0, interpreta-se o efeito como estatisticamente significativo. A exclusão do 0 por cima indica um efeito deletério do indicador do poluente, enquanto que se esta for abaixo indicaria um efeito benéfico, que na realidade não deveria existir.

Os resultados encontrados pelo método *bootstrap* residual quando comparado com a metodologia padrão (MAG) não foram satisfatórios. Os intervalos de confiança percentílico e baseados na métrica de Mallows produzidos por esse método apresentaram coberturas próximas ao valor nominal (95%)- ver Tabela 6.7, porém com amplitudes maiores que o modelo MAG. O *bootstrap* residual possui limitações como a total dependência do modelo de regressão. Tal propriedade pode carregar vícios das estimativas calculadas dos parâmetros.

A partir desse momento os comentários dos resultados encontrados serão direcionados ao modelo MAG e *bootstrap* condicional que obtiveram resultados semelhantes, tanto na cobertura nominal quanto na amplitude dos intervalos.

A Tabela 6.4 mostra que nenhum efeito estatisticamente significativo foi encontrado para o poluente PM₁₀ na saúde e que embora os efeitos acumulativos de 6 dias não tenham sido significativos, apresentam um maior gradiente positivo da ordem de 1.014(1.4%)[0.970-1.059] considerando a modelagem MAG e o intervalo de confiança assintótico para uma variação de 12.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do poluente. Quando a abordagem bootstrap condicional é utilizada o risco relativo médio de cada replicação apresenta valor bastante próximo ao valor encontrado na modelagem inicial 1.013(1.3%)[Cl₂-95%(0.974-1.051)] e [Cl₃-95%(0.973-1.052)] baseados nos intervalos percentílicos e na métrica de Mallows, respectivamente. Quanto a cobertura dos intervalos, verifica-se que ambos os intervalos bootstrap baseados no método condicional apresentaram amplitudes menores que o método clássico, com coberturas próximas do valor nominal, em especial o intervalo baseado na métrica de Mallows que obteve uma cobertura de 94% de acordo com a Tabela 6.6.

Tabela 6.4: Risco relativo dos poluentes PM₁₀ (12.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), O₃ (variação de 15.45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e NO₂ (variação de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), utilizando os intervalos MAG e *bootstrap* condicional.

PM ₁₀	MAG		Bootstrap Condicional		
	RR	Cl ₁	RR	Cl ₂	Cl ₃
Dia Corrente	1.009	0.982-1.037(0.055)	1.009	0.986-1.030(0.044)	0.986-1.031(0.045)
Defasagem 1 dia	0.994	0.962-1.019(0.057)	0.998	0.967-1.015(0.048)	0.967-1.014(0.047)
Defasagem 2 dias	0.978	0.947-1.001(0.054)	0.978	0.950-1.004(0.054)	0.950-1.005(0.055)
Defasagem 3 dias	1.006	0.979-1.036(0.057)	1.007	0.985-1.032(0.047)	0.984-1.030(0.046)
Média Móvel 2 dias	0.990	0.954-1.027(0.073)	1.002	0.958-1.022(0.064)	0.957-1.022(0.065)
Média Móvel 3 dias	0.995	0.956-1.035(0.079)	1.001	0.962-1.031(0.069)	0.960-1.028(0.068)
Média Móvel 4 dias	1.003	0.963-1.046(0.083)	1.003	0.969-1.042(0.073)	0.967-1.039(0.072)
Média Móvel 5 dias	1.010	0.967-1.053(0.086)	1.008	0.972-1.041(0.069)	0.971-1.045(0.074)
Média Móvel 6 dias	1.014	0.970-1.059(0.089)	1.013	0.974-1.051(0.077)	0.973-1.052(0.079)
Média Móvel 7 dias	1.008	0.963-1.055(0.092)	1.009	0.968-1.051(0.083)	0.967-1.050(0.083)
O₃					
Dia Corrente	1.005	0.977-1.033(0.056)	1.004	0.976-1.031(0.055)	0.977-1.031(0.054)
Defasagem 1 dia	0.999	0.972-1.028(0.056)	1.000	0.973-1.028(0.055)	0.973-1.027(0.054)
Defasagem 2 dias	1.033	1.006-1.033(0.027)	1.034	1.005-1.029(0.024)	1.006-1.030(0.024)
Defasagem 3 dias	1.015	0.991-1.041(0.050)	1.015	0.989-1.041(0.052)	0.989-1.041(0.052)
Média Móvel 2 dias	0.996	0.928-1.069(0.141)	0.997	0.933-1.066(0.133)	0.930-1.066(0.136)
Média Móvel 3 dias	0.986	0.926-1.025(0.099)	0.984	0.937-1.020(0.083)	0.936-1.020(0.084)
Média Móvel 4 dias	1.009	0.976-1.041(0.065)	1.009	0.975-1.041(0.066)	0.989-1.041(0.052)
Média Móvel 5 dias	1.000	0.982-1.040(0.058)	0.999	0.984-1.038(0.054)	0.985-1.038(0.053)
Média Móvel 6 dias	0.994	0.925-1.059(0.134)	0.992	0.929-1.048(0.120)	0.929-1.047(0.110)
Média Móvel 7 dias	0.997	0.966-1.031(0.065)	0.998	0.963-1.028(0.065)	0.964-1.027(0.063)
NO₂					
Dia Corrente	0.993	0.952-1.033(0.081)	1.000	0.977-1.024(0.047)	0.976-1.024(0.048)
Defasagem 1 dia	1.015	0.971-1.062(0.091)	1.015	0.975-1.063(0.088)	0.970-1.059(0.089)
Defasagem 2 dias	0.994	0.956-1.035(0.079)	0.995	0.952-1.039(0.087)	0.951-1.038(0.087)
Defasagem 3 dias	1.006	0.967-1.048(0.081)	1.007	0.969-1.048(0.079)	0.968-1.049(0.081)
Média Móvel 2 dias	1.007	0.951-1.064(0.113)	1.006	0.956-1.058(0.102)	0.953-1.058(0.105)
Média Móvel 3 dias	1.001	0.942-1.063(0.121)	1.001	0.942-1.057(0.115)	0.941-1.059(0.118)
Média Móvel 4 dias	1.002	0.935-1.071(0.136)	1.003	0.932-1.072(0.140)	0.933-1.076(0.143)
Média Móvel 5 dias	1.011	0.945-1.081(0.136)	1.012	0.947-1.084(0.137)	0.944-1.081(0.137)
Média Móvel 6 dias	1.012	0.951-1.093(0.142)	1.020	0.949-1.096(0.147)	0.948-1.098(0.148)
Média Móvel 7 dias	1.028	0.956-1.103(0.147)	1.027	0.958-1.109(0.151)	0.954-1.108(0.154)

RR - Risco Relativo.

Cl₁ - Intervalo baseado na normalidade assintótica.

Cl₂ - Intervalo bootstrap percentílico.

Cl₃ - Intervalo bootstrap baseado a métrica de Mallows.

Os efeitos do O₃ nos atendimentos foi de magnitude razoável com um aumento estimado de 3.3%

para um risco de 1.033(3.3%)[CI₁-95%(1.006-1.033)] considerando o intervalo assintótico MAG explicados pela variação de 15.45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para defasagem acumulativas de 2 dias. Utilizando o método *bootstrap* condicional verificou-se que a média do risco relativo para cada replicação foi de 1.034(3,4%) próximo ao encontrado pelo método MAG com os respectivos intervalos percentílico [CI₂-95%(1.005-1.029)] e baseado na métrica de Mallows [CI₃-95%(1.005-1.030)]. Quanto a cobertura dos intervalos, verifica-se que ambos os intervalos bootstrap baseados no método condicional apresentaram amplitudes menores que o método clássico, com coberturas próximas do valor nominal, em especial o intervalo baseado na métrica de Mallows que obteve uma cobertura de 93% de acordo com a Tabela 6.6.

Os efeitos do NO₂ sobre a saúde das crianças não foram estatisticamente significativos, porém observa-se um maior gradiente para efeitos acumulativos de 7 dias da ordem de 1.028 (2.8%) com um intervalo assintótico de [CI₁-95%(0.956-1.103)]. Utilizando o método bootstrap condicional verifica-se um risco relativo próximo a modelagem inicial da ordem de 1.027 (2.7%) com intervalos [CI₂-95%(0.958-1.109)] e [CI₃-95%(0.954-1.108)] baseados nos intervalos percentílicos e na métrica de Mallows respectivamente. Quanto as coberturas verifica-se os método bootstrap condicional apresentou amplitudes menores que o modelo MAG e com coberturas próximas ao valor nominal de 95% de acordo com a Tabela 6.6.

Os resultados do bootstrap estão próximos da média das estimativas obtidas através do modelo MAG, sendo que o melhor desempenho corresponde ao bootstrap condicional, ocasionados por uma boa cobertura e menor amplitude dos intervalos de confiança. O bootstrap residual apesar de apresentarem boas coberturas dos seus intervalos de confiança, obteve amplitude maiores que o modelo MAG e bootstrap condicional. Diante desse fato podemos concluir que é melhor utilizar o bootstrap condicional, pois como o bootstrap residual é totalmente dependente do modelo ajustado, tal fato pode proporcionar estimativas viciadas, conforme a Tabela 6.5.

Tabela 6.5: Risco relativo para os aumentos nos atendimentos hospitalares por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade para acréscimos de $12.62\mu g/m^3$, $15.45\mu g/m^3$ e $10\mu g/m^3$ nas concentrações dos poluentes PM_{10} , O_3 e NO_2 respectivamente.

PM ₁₀	RR	MAG		Bootstrap Residual	
		Cl ₁	RR	Cl ₂	Cl ₃
Dia Corrente	1.009	0.982-1.037(0.055)	1.004	0.972-1.035(0.063)	0.971-1.036(0.065)
Defasagem 1 dia	0.994	0.962-1.019(0.057)	0.981	0.948-1.015(0.067)	0.948-1.014(0.066)
Defasagem 2 dias	0.978	0.947-1.001(0.054)	0.964	0.924-1.000(0.076)	0.926-1.003(0.077)
Defasagem 3 dias	1.006	0.968-1.036(0.068)	0.968	0.967-1.029(0.062)	0.967-1.030(0.063)
Média Móvel 2 dias	0.990	0.954-1.027(0.073)	0.975	0.934-1.018(0.084)	0.933-1.019(0.086)
Média Móvel 3 dias	0.995	0.956-1.035(0.079)	0.977	0.930-1.026(0.096)	0.929-1.026(0.097)
Média Móvel 4 dias	1.003	0.963-1.046(0.083)	0.983	0.936-1.036(0.100)	0.933-1.034(0.101)
Média Móvel 5 dias	1.010	0.967-1.053(0.086)	0.989	0.936-1.042(0.106)	0.936-1.041(0.105)
Média Móvel 6 dias	1.014	0.970-1.059(0.089)	0.994	0.938-1.052(0.114)	0.938-1.051(0.113)
Média Móvel 7 dias	1.008	0.963-1.055(0.092)	0.989	0.931-1.047(0.116)	0.931-1.046(0.115)
O₃					
Dia Corrente	1.005	0.977-1.033(0.056)	1.012	0.954-1.068(0.114)	0.954-1.069(0.115)
Defasagem 1 dia	0.999	0.972-1.028(0.056)	1.005	0.951-1.059(0.108)	0.951-1.059(0.100)
Defasagem 2 dias	1.033	1.006-1.033(0.027)	1.059	1.004-1.120(0.116)	1.003-1.110(0.107)
Defasagem 3 dias	1.015	0.991-1.041(0.050)	1.027	0.976-1.081(0.105)	0.973-1.081(0.108)
Média Móvel 2 dias	0.996	0.928-1.069(0.141)	0.935	0.804-1.084(0.280)	0.958-1.097(0.139)
Média Móvel 3 dias	0.986	0.926-1.025(0.099)	1.017	0.940-1.090(0.150)	0.941-1.089(0.148)
Média Móvel 4 dias	1.009	0.976-1.041(0.065)	1.004	0.946-1.093(0.147)	0.943-1.090(0.147)
Média Móvel 5 dias	1.000	0.982-1.040(0.058)	1.004	0.939-1.069(0.130)	0.933-1.074(0.141)
Média Móvel 6 dias	0.994	0.925-1.059(0.134)	0.993	0.923-1.065(0.142)	0.921-1.064(0.143)
Média Móvel 7 dias	0.997	0.966-1.031(0.065)	0.998	0.927-1.073(0.146)	0.926-1.071(0.145)
NO₂					
Dia Corrente	0.993	0.952-1.033(0.081)	1.002	0.942-1.061(0.119)	0.940-1.062(0.122)
Defasagem 1 dia	1.015	0.971-1.062(0.092)	1.032	0.971-1.094(0.123)	0.969-1.095(0.126)
Defasagem 2 dias	0.994	0.956-1.035(0.079)	1.013	0.959-1.069(0.110)	0.957-1.069(0.112)
Defasagem 3 dias	1.006	0.967-1.048(0.081)	1.012	0.958-1.072(0.114)	0.956-1.071(0.115)
Média Móvel 2 dias	1.007	0.951-1.064(0.113)	1.024	0.954-1.098(0.144)	0.950-1.098(0.148)
Média Móvel 3 dias	1.001	0.942-1.063(0.121)	1.023	0.947-1.128(0.181)	0.946-1.110(0.164)
Média Móvel 4 dias	1.002	0.935-1.071(0.136)	1.026	0.934-1.121(0.187)	0.931-1.120(0.189)
Média Móvel 5 dias	1.011	0.945-1.081(0.136)	1.043	0.946-1.140(0.194)	0.945-1.140(0.195)
Média Móvel 6 dias	1.012	0.951-1.093(0.142)	1.051	0.955-1.155(0.202)	0.948-1.152(0.204)
Média Móvel 7 dias	1.028	0.956-1.103(0.147)	1.057	0.953-1.170(0.217)	0.946-1.170(0.224)

RR- Risco Relativo

Cl₁ - Intervalo baseado na normalidade assintótica.

CL₂ - Intervalo bootstrap percentílico.

CL₃ - Intervalo bootstrap baseado a métrica de Mallows.

Tabela 6.6: Percentual de cobertura dos intervalos de confiança *bootstrap* baseados nos métodos *bootstrap* condicional

		<i>Bootstrap</i> Condicional									
	Poluente	lag0	lag1	lag2	lag3	mm2	mm3	mm4	mm5	mm6	mm7
CL2	PM ₁₀	94.3	94.2	97.4	94.1	94.5	94.3	94.6	94.6	92.0	94.2
	O ₃	95.3	95.4	93.0	95.0	93.5	94.4	95.0	95.6	93.7	95.3
	NO ₂	93.4	94.2	93.7	92.9	93.2	94.4	93.2	94.4	92.8	94.0
CL3	PM ₁₀	95.0	95.0	95.5	94.0	95.0	94.9	94.9	94.9	94.0	94.2
	O ₃	95.6	95.0	93.0	95.2	94.3	95.0	95.8	95.0	94.4	95.1
	NO ₂	94.2	93.8	94.5	94.0	93.0	94.6	93.9	93.1	94.7	95.0

lag 0 - Dia corrente.

lag 1 - Defasagem de 1 dia.

lag 2 - Defasagem de 2 dias.

lag 3 - Defasagem de 3 dias.

mm2 - Média móvel de 2 dias.

mm3 - Média móvel de 3 dias.

mm4 - Média móvel de 4 dias.

mm5 - Média móvel de 5 dias.

mm6 - Média móvel de 6 dias.

mm7 - Média móvel de 7 dias.

Tabela 6.7: Percentual de cobertura dos intervalos de confiança *bootstrap* baseados nos métodos *bootstrap* residual

		<i>Bootstrap</i> Residual									
	Poluente	lag0	lag1	lag2	lag3	mm2	mm3	mm4	mm5	mm6	mm7
CL2	PM ₁₀	92.3	93.0	94.6	92.5	94.0	93.7	93.6	94.3	92.2	92.5
	O ₃	91.8	93.4	90.8	93.0	95.0	92.4	93.0	94.6	95.7	95.0
	NO ₂	93.0	92.7	93.2	95.0	93.6	94.8	92.7	95.0	91.8	94.7
CL3	PM ₁₀	95.1	93.0	94.9	94.6.0	95.0	93.9	94.5	94.9	93.0	94.2
	O ₃	94.6	94.0	92.0	94.2	94.1	94.0	93.8	94.7	92.4	93.1
	NO ₂	92.3	95.0	93.4	95.0	94.3	93.9	92.5	94.8	92.9	92.9

lag 0 - Dia corrente.

lag 1 - Defasagem de 1 dia.

lag 2 - Defasagem de 2 dias.

lag 3 - Defasagem de 3 dias.

mm2 - Média móvel de 2 dias.

mm3 - Média móvel de 3 dias.

mm4 - Média móvel de 4 dias.

mm5 - Média móvel de 5 dias.

mm6 - Média móvel de 6 dias.

mm7 - Média móvel de 7 dias.

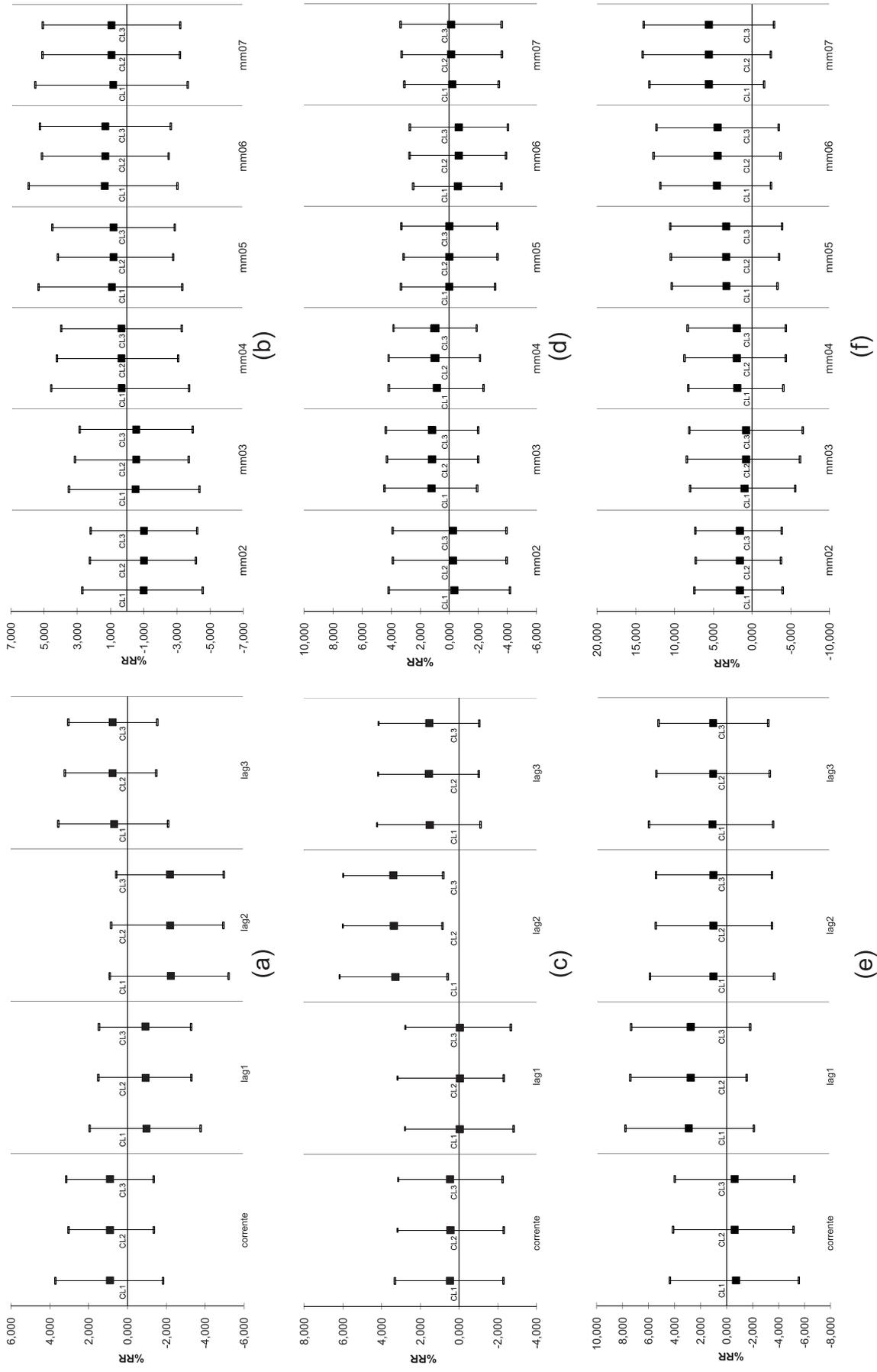


Figura 6.7: Efeitos dos acréscimos das variações interquartílicas dos poluentes $PM_{10}(12\mu g/m^3)$, $O_3(15\mu g/m^3)$ e $NO_2(10\mu g/m^3)$ nos atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes no município da Serra, ES, Brasil, no período de 2001 a 2004 considerando o bootstrap condicional

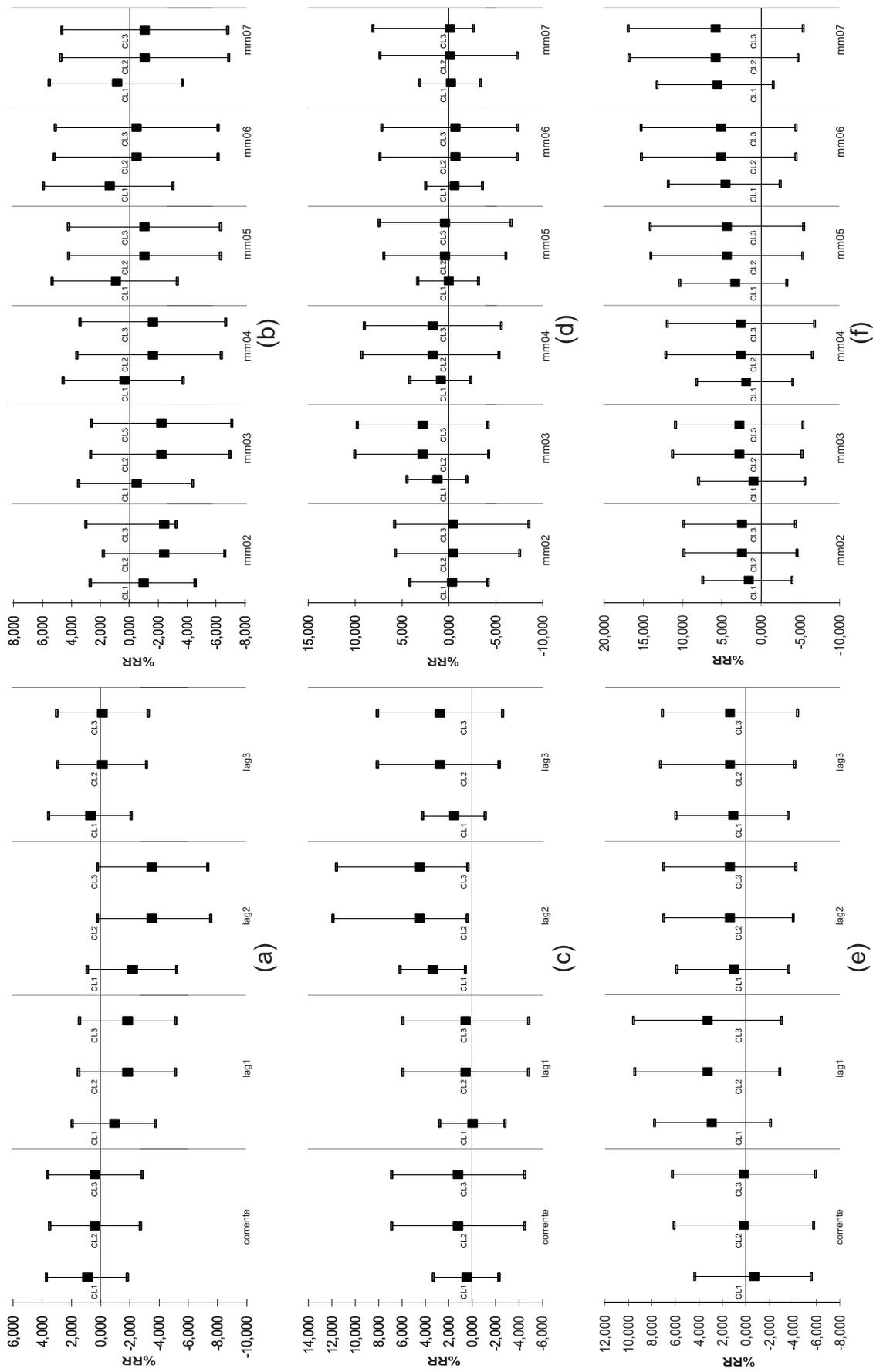


Figura 6.8: Efeitos dos acréscimos das variações interquartílicas dos poluentes PM₁₀(12μg/m³), O₃(15μg/m³) e NO₂(10μg/m³) nos atendimentos por DAR em crianças de 0 a 6 anos de idade residentes no município da Serra, ES, Brasil, no período de 2001 a 2004, considerando o bootstra residual

Conclusões e Recomendações

7.1 Conclusão

Como todo estudo epidemiológico, os estudos ecológicos de séries temporais tem suas limitações, pois a unidade de observação é um grupo de pessoas que podem representar um bairro, uma cidade ou mesmo um país, não existindo a observação individual de cada elemento do estudo. Entretanto, estes estudos têm-se mostrado de grande valia na abordagem dos efeitos da poluição sobre a saúde. (Braga et.al, 2000; Ostro et.al, 2006; Schwartz, 2001; Schwartz, 2000).

O uso de modelos de regressão cada vez mais sofisticados permite que sejam controlados com maior eficiência os fatores de confusão que poderiam interferir na análise dos dados. A escolha do modelo MAG foi devido ao ajuste de funções de alisamento não paramétrico. A regressão *Poisson* foi usada por permitir analisar dados de contagem como o número de atendimentos por DAR, foco da presente dissertação.

Neste trabalho investigamos a relação entre o número de atendimentos por doenças respiratórias e a qualidade do ar utilizando os modelos aditivos generalizados, o qual nos permite estimar os efeitos maléficos da poluição atmosférica nos atendimentos por DAR e crianças de 0 a 6 anos de idade. Os resultados alcançados pelo modelo MAG foram satisfatórios e estão de acordo com a literatura. A performance de algumas abordagens *bootstrap's - bootstrap* condicional e *bootstrap* residual nas séries temporais do trabalho foram avaliadas e os resultados indicaram que o método bootstrap pode ser utilizado neste caso para se fazer inferências intervalares sobre os parâmetros

lineares do modelo por apresentarem resultados semelhantes ao modelo MAG. Estimativas intervalares foram calculadas e os intervalos bootstrap percentílico e baseado na métrica de Mallows foram comparados ao intervalo assintótico quanto ao percentual de cobertura e suas respectivas amplitudes. Em geral os intervalos de confiança baseados no método bootstrap condicional apresentaram resultados mais próximos ao modelo MAG, com boa cobertura de seus intervalos de confiança (cobertura nominal fixada em 0.95) e principalmente amplitudes menores do que o modelo MAG.

Os resultados dessa dissertação demonstram que a aplicação de métodos *bootstrap*, permite que os estudos dos efeitos dos poluentes na saúde possam ser calculados com intervalos de amplitudes menores do que o método clássico e com percentuais de cobertura próximos da valor nominal. O uso do método *bootstrap* em MAG mostrado no presente trabalho, pode permitir à comunidade científica compreender os efeitos da poluição do ar na saúde, baseados em intervalos de confiança mais preciso que o método atual nas relações dose-resposta, quer seja linear ou não linear e permite o uso independentemente do efeito da concurvidade presente nos dados que podem enviesar as estimativas do erro padrão associados as medidas como o risco relativo, conforme Figueiras et al, (2005).

Embora este trabalho tenha um enfoque metodológico, é importante ressaltar que os resultados observados reiteram a hipótese de que os níveis de concentração dos poluentes em ambientes urbanos afeta de forma direta os atendimentos hospitalares em crianças de 0 a 6 anos de idade e que intervalos de confiança com amplitudes menores e com percentuais de coberturas próximas ao valor nominal de 95% de confiança, podem ser utilizados para medir o impacto das concentrações na população, fornecendo subsídios para elaboração de medidas que visem minimizar os riscos provocados pela exposição aos poluentes, contribuindo com o planejamento na área de saúde, no aperfeiçoamento de políticas públicas e no desenvolvimento sócio-econômico e ambiental da região estudada.

7.2 Recomendações

Do ponto de vista da modelagem de séries temporais epidemiológicas sobre o tema e a mensuração dos efeitos provocados pelas concentrações dos poluentes urbanos na saúde pública, estudos futuros poderão ser desenvolvidos na Região da Grande Vitória (RGV). Dentre eles podemos citar:

- Estimar o efeito da poluição atmosférica sobre a mortalidade/morbididade por doenças do aparelho circulatório.
- Utilizar técnicas de modelagem que efetuem a estimação dos parâmetros do modelo, assumindo a presença de observações atípicas (*outliers*). Um exemplo desse problema é analisado por Cantoni et.al (2001).
- Aplicar modelos alternativos para estimar a associação entre poluição atmosférica e um determinado agravo à saúde, como os modelos de espaço de estados, Poisson-Gama, Binomial negativa.
- Avaliar outros métodos de imputação de dados faltantes, como exemplo poderíamos citar Junninen et al. (2004).

Referências Bibliográficas

- [1] ABERCROMBIE, G. F. 1953. December fog in London and the emergency bed service. *Lancet* 1, 234-235.
- [2] ALMEIDA, M. A. I., 2006. Modelo Aditivo Generalizado (MAG) no estudo da relação entre o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias e a qualidade do ar. Dissertação de Mestrado, Vitória: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental: Universidade Federal do Espírito Santo.
- [3] ATKINSON, R. W.; BREMNER, S. A.; ANDRESON, H. R.; STRACHAN, D. P.; BLAND, J. M.; LEON, A. P. 1999. Short-term associations between emergency hospital admissions for respiratory and cardiovascular disease and outdoor air pollution in London. *Arch. Environmental Health* 54, 398-411.
- [4] BAKONYI, S. M. C.; OLIVEIRA, I. M. D.; MARTINS; L.C.; BRAGA, F. L. A., 2004. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. *Revista de Saúde Pública* 38 , 695-700.
- [5] BURNETT, R. T.; BROOK, J. R.; YUNG, W. T.; DALES, R. E.; KREWSKI, D., 1997. Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities. *Environmental Respiratory* 72, 24-31.
- [6] BURNETT, R. T.; DALES, R. E.; RAIZENNE, M. E.; KREWSKI, D.; SUMMERS, P. W.; ROBERTS, G. R., RAAD-YOUNG, M.; DANN, T.; BROOK, J. 1994. Effects of low ambient levels of ozone and sulfates on the frequency of respiratory admissions to Ontario hospitals. *Environmental Respiratory* 65, 172-193.
- [7] BURNETT, R.T., BROOK, J., DANN, T., DELOCLA, C., PHIPLIS, O., CAKMAK, S., VICENT, R., GOLDBERG, M.S., KREWSKI, D., 2000. Association between particulate - and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhal. Toxic.* 12, 15-39.

- [8] BRAGA, A.L.F; ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J., 2000. Do respiratory epidemics confound the association between air pollution and daily deaths?. *European Respiratory Journal* 16, 723-728
- [9] Cantoni, E. and Ronchetti, E. (2001). Resistant selection of the smoothing parameter for smoothing splines. *Statistics and Computing* 11, 141-146.
- [10] CHANGA, C. C.; TSAIB, S. S.; HOA, S. C.; YANG, C. Y., 2005. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Taipei, Taiwan. *Environmental Research* 98, 114-119.
- [11] CLYDE, M., 2000. Model uncertainty and health effect studies for particulate matter. *Environmetrics* 11, 745-763.
- [12] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 1999. Relatório de qualidade do ar na região metropolitana de São Paulo e em Cubatão, São Paulo.
- [13] COX, L., 2000. Statistical issues in the study of air pollution involving airborne particulate matter. *Environmetrics* 11, 611-626.
- [14] DEMPSTER, A., LAIRD, N. e RUBIN, D., 1977 Maximum Likelihood from Incomplete Data via the Algorithm EM. *Journal of the Royal Statistical Society B* 39, 1-38.
- [15] DOCKERY, D. W., POPE C. A., 1994. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annual Review Public Health* 15, 107-132.
- [16] EFRON, B. 1979. Bootstrap methods: Another look at the Jackknife. *The Annals of Statistics* 7, 1-26.
- [17] FIRKET, J. 1931. Sur les causes des accidents survenus dans la vallée de la Meuse, lors des brouillards de décembre 1930. *bulletin de l'Académie Royale de Médecine de Belgique* 11, 683.
- [18] FIGUEIRAS, A.; ROCA-PARDIÑAS, J.; SUÁREZ, C.C. 2005. A bootstrap method to avoid the effect of concavity in generalised additive models in time series studies of air pollution. *J. Epidemiol Community Health* 59, 881-884.
- [19] FUENTES, J. D.; DANN, T. F. 1993. Ground-Level Ozone in Canada During 1980 to 1991. *Atmospheric Environment Service*, Report ARD-93-010.
- [20] GOUVEIA, N.; BREMNER, S. A.; NOVAES, H. M., 2004. Association between ambient air pollution and birth weight in São Paulo, Brazil. *Journal Epidemiologic Community Health* 58, 11-17.
- [21] GOUVEIA, N.; MENDONÇA, GAS.; PONCE de LEON A; CORREIA, JEM.; JUNGER, W.L.; FREITAS, C.U; 2006. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. *Epidemiol Serv. Saúde* 12, 29-40.
- [22] GOUVEIA, N.; FLETCHER, T.; 2000. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in São Paulo, Brazil. a time series analysis. *Occup Environ Med* 57, 477-483.

- [23] HASTIE, T. J.; TIBSHIRANI, R. J., 1995. Generalized additive models. *London: Chapman and Hall*.
- [24] HÄRDLE, W.; HUET, S.; MAMMEN, E.; SPERLICH, S. 2004, Bootstrap inference in semiparametric generalized additive models, *Econometric Theory* 20, 265-300.
- [25] HATZAKIS, A., 1986. Short term effects of air pollution on mortality in Athenas. *International Journal Epidemiologic* 1, 73-81.
- [26] IBAMA. Resoluções CONAMA, 1984/91, 1992. 4^a. ed. rev. e aum, Brasília.
- [27] JAMES, B.R., 1981. Probabilidade: um curso em nível intermediário. Impa, Rio de Janeiro.
- [28] JUNGER, W. L.; LEON, A. P.; MENDONÇA, G. A. S., 2005. Associação entre mortalidade diária por câncer de pulmão e poluição do ar no município do Rio de Janeiro: um estudo ecológico de séries temporais. *Revista Brasileira de Cancerologia* 51(2), 111-115.
- [29] JUNGER, W.L, 2002. Imputação de dados faltantes em séries temporais multivariadas via algoritmo EM. Projeto final de curso, Departamento de Estatística, Universidade Estadual do Rio de Janeiro.
- [30] KAMPA, M.; NISTIKAKI, A.; TSAOUSIS, V.; MALIARAKI, N.; NOTAS, G.; CASTANAS, E., 2002. A new automated method for the determination of the Total Antioxidant Capacity (TAC) of human plasma, based on the crocin bleaching assay. *BMC Clin. Pathol.* 2, 3.
- [31] LIN, C.A.; PEREIRA, L.A.; CONCEIÇÃO, G.M.S.; KISHI, H.S.; MILANI, R.; BRAGA, A.L.F. 2003. Association between air pollution and ischemic cardiovascular emergency room visits. *Environmental Respiratory* 92, 57-63.
- [32] MARTIM, A. E.; BRADLEY, D. M., 1960. Mortality, fog and Atmospheric pollution. *Mon. Bull. Minist. Health Lab. Ser.* 9, 56-73.
- [33] MARTINS, L. C.; LATORRE, M. R. D. O.; CARDOSO, M. R. A. 2004. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. *Revista de Saúde Pública* 36, 88-94.
- [34] NASCIMENTO, L. F. C.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. , MÓDOLOA, M. C. C.; CARVALHO, J. A. C. 2006. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. *Rev. Saúde Pública* 40, 77-82.
- [35] MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. 1989. *Generalized linear models. 2.ed. London*, Chapman and Hall.
- [36] MEYER, P., 2000. Probabilidade. Aplicações à Estatística. LTC, Rio de Janeiro
- [37] MOURA, M.; JUNGER, W.L.; MENDONÇA, G.A.S; PONCE DE LEON, A. 2008. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. *Rev. Saúde Pública* 42(3),503-511.

- [38] NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. M., 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society A* 135, 370-384.
- [39] OSTRO, B. D., ESKELAND, G. S., SÁNCHEZ, J. M. e FEYZIOGLU T., 1999. Air pollution and health effects: A study of medical visits among children in Santiago, Chile. *Environmental Health Perspect* 107(1), 69-73.
- [40] OSTRO, B.; BROADWIN, R.; GREEN, S.; FENG, W.Y; LIPSETT, M., 2006. Fine particulate air pollution and mortality in nine California counties: results from CALFINE. *Environmental Health Perspect* 114, 29-33.
- [41] OKE, T. R. Urban Climates and Global Environmental Change. In : THOMPSON, R. S. e PERRY, A. (orgs). *Applied Climatology: Principiles and Praticce. London/New York: Routledge*, 1997, p. 273-287.
- [42] PANTAZOPOULOU, A.; KATSOUYANI, K.; KOUREA, J. K.; TRICHOPOULOS, D., 1995. Short-term effects of air pollution on hospital emergency outpatient visits and admissions in the greater Athens,Greece area. *Environmental Respiratory* 69, 31-36.
- [43] POSCHL, U., 2005. Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.* 44, 7520.
- [44] RAMSAY, T O., BUERNETT, R. T., KREWSKI,D.The Effect of Concurvity in Generalized Additive Models Linking Mortality to Ambient Particulate Matter. *Epidemiology*. 2003, 14, 1.
- [45] SALDIVA, P. H. N.; POPE, C. A.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D. W.; LICHTENFELS, A. J.; SALGE, J. M., 1995. Air pollution and mortality in elderly people: A time series study in São Paulo, Brazil. *Arch. Environmental Health* 50, 159-164.
- [46] SALDIVA, P.H., LICHTENFELS, A.J., PAIVA, P.S., BARONE, I.A., MARTINS, M.A., MASSAD, E., PEREIRA, J.C., XAVIER, V.P., SSINGER, J.M., BOHN, G.M., 1994. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in Sao Paulo, Brazil: a preliminary report. *Environ. Res.* 65, 218-225.
- [47] SCHWARTZ, J.; MARCUS, A., 1990. Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal Epidemiologic* 131, 185-194.
- [48] SCHWARTZ, J., 2003. Daily deaths associated with air pollution in six US cities and short-term mortality displacement in Boston. In: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health. *Special Report. Health Effects Institute, Boston, MA*, pp. 219-226.
- [49] SCHWARTZ, J., 1992. Particulate air pollution and daily mortality: a synthesis. *Public Health Revist* 19, 39-60.
- [50] SCHWARTZ, J.; SLATER, D.; LARSON, T. V.; PIERSON, W. E.; KOENIG, J. Q., 1993. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *American Revist Respiratory Diased* 147, 826-831.

- [51] SCHWARTZ, J., 1995. Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. *Epidemiology* 7, 20-28.
- [52] SCHWARTZ, J.; MORRIS, R., 1995. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *American Journal Epidemiologic*
- [53] SCHWARTZ, J., 1997. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. *Epidemiology* 8, 371-377.
- [54] SCHWARTZ, J., 2000. Harvesting and long term exposure effects in the relationship between air pollution and mortality. *American Journal Epidemiologic* 151, 440-448.
- [55] SCHWARTZ, J., 2001. Air pollution and blood markers of cardiovascular risk. *Environmental Health Perspective* (Suppl. 3), 405-409.
- [56] SCHRENK, H.H.; HEIMANN, H.; CLAYTON, G.D.; GAFAFER, W.M.; WEXLER, H. 1949. Air pollution in Donora, PA. *Public Health Bulletin* 306.
- [57] STERLING, T. D., 1966. Urban morbidity and air pollution. A first report, *Mon. Bull. Minist. Health Lab. Ser.* 9, 56-73.
- [58] TORRES, F.T.P. & MARTINS, L.A., 2003. A Influência de Fatores Antrópicos e Meteorológicos na Qualidade do Ar em Juiz de Fora - MG. In: *III Congresso Interamericano de Qualidade do Ar- Canoas - RS*, Anais... Porto Alegre: Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental, cd-rom.
- [59] ZANOBETTI, 2006. Airborne Particulates are a risk factor for hospital admissions for hearth and lung diase. *Environmental Heart Prospective* 106,1071-1077
- [60] Who Health Organization, 2006. SAir Quality Guidelines: Global Update 2005, Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulphur Dioxide. *WHO Regional Office for Europe*, Copenhagen.
- [61] QIANA, Z.; HEB, Q.; LINA, H. M.; KONGB, L.; LIAOA, D.; DANC, J.; BENTLEYA, C. M.; WANG, B., 2007. Association of daily cause-specific mortality with ambient particle air pollution in Wuhan, China. *Environmental Research* 105, 380-389.