

unesp  **UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**

FACULDADE DE ENGENHARIA

CAMPUS DE GUARATINGUETÁ

KATIA CRISTINA COTA MANTOVANI

**ESTUDO DOS POLUENTES DO AR EM UM MUNICÍPIO DE MÉDIO PORTE POR
MEIO DOS DADOS ESTIMADOS PELO MODELO CCATT BRAMS**

Guaratinguetá

2016

KATIA CRISTINA COTA MANTOVANI

**ESTUDO DOS POLUENTES DO AR EM UM MUNICÍPIO DE MÉDIO PORTE POR
MEIO DOS DADOS ESTIMADOS PELO MODELO CCATT BRAMS**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia do Campus de
Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, para a
obtenção do título de Doutora em Engenharia Mecânica na
área de Projetos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Costa Nascimento

Guaratinguetá

2016

M293e	Mantovani, Katia Cristina Cota Estudo dos poluentes do ar em um município de médio porte por meio de dados estimados pelo modelo CCATT-BRAMS / Katia Cristina Cota Mantovani – Guaratinguetá, 2016. 89 f. : il. Bibliografia : f. 77-83 Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, 2016. Orientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Costa Nascimento 1. Modelos matemáticos 2. Poluentes 3. Infarto do miocárdio I. Título CDU 510.67(043)
-------	---



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE GUARATINGUETÁ

KÁTIA CRISTINA COTA MANTOVANI

ESTA TESE FOI JULGADA ADEQUADA PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
“DOUTOR EM ENGENHARIA MECÂNICA”

PROGRAMA: ENGENHARIA MECÂNICA
ÁREA: ENERGIA

APROVADA EM SUA FORMA FINAL PELO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO


Prof. Dr. José Antonio Perrella Balestieri
Coordenador

BANCA EXAMINADORA:


Prof. Dr. LUIZ FERNANDO COSTA NASCIMENTO
Orientador / UNESP-FEG


Prof. Dr. JOÃO ANDRADE DE CARVALHO JUNIOR
UNESP/FEG


Prof. Dr. DEMERVAL SOARES MOREIRA
UNESP/Bauru


Prof. Dr. ANA CRISTINA GOBBO CESAR
UF/Brasília Paulista


Prof. Dr. CARLOS DIAS MACIEL
EESC/USP

Junho de 2016

Dados Curriculares

Katia Cristina Cota Mantovani

Nascimento: 04/08/1976, Poá-SP

Filiação: Luiz Carlos Mantovani

Alba Terezinha Cota Mantovani

- 1995/1999 – Curso de Graduação em Licenciatura em Ciências Exatas-Universidade de São Paulo-campus São Carlos
- 2000/2002- Curso de Pós Graduação em Educação para a Ciência, nível Mestrado, na Universidade Estadual Paulista-campus Bauru
- 2005/2010 Curso de graduação em Bacharelado em Estatística-Universidade Federal de São Carlos-campus São Carlos
- 2008/2009- Curso de Pós-Graduação em Matemática e Estatística, nível Especialização , no Campus de Lavras-Universidade Federal e Lavras
- 2013/2016 Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, nível de Doutorado, na Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá da Universidade Estadual Paulista.

Dedicatória

Dedico esse trabalho à minha família, em especial, meu pai (in memorian) que queria muito que eu fizesse meu doutorado.

AGRADECIMENTOS

Um dia, há muitos anos atrás, eu fiquei doente por não conseguir entrar no Doutorado e tive algumas pessoas ao meu lado para me levantar: minha família!

É uma pena que meu pai não está aqui, mas minha mãe sabe o quanto batalhei para que isso aconteça! Esteve ao meu lado em todos os momentos, e agradeço isso demais!

Graças à minha família e a Deus, estou em pé, terminando meu Doutorado e ajudando os pesquisadores que querem estudar nessa área a trilharem seus caminhos. Não posso esquecer em citar minha irmã e meu cunhado que, até no último instante tiveram antenados em meu sonho: que agora se torna realidade.

Agradeço demais ao meu marido, Anderson Henrique Solcia, que esteve presente em todos os momentos desde 2006 e viu minha luta para a realização desse sonho.

Para isso, tive ajuda de uma série de pessoas, minha coordenadora Deborah Orsi Murgel e meu diretor José Manoel Neves, meus colegas de profissão, pessoas que me ajudaram no dia-a-dia durante o período do doutorado.

Agradecimento especial ao Prof. Demerval Moreira, que ajudou na coleta de dados e ao Prof. João Andrade Carvalho Jr. no apoio eterno durante o processo de escrita.

Agradecimentos também à bibliotecária: Rosana Maria Pereira Maciel, que me ajudou a cada normalização desse trabalho.

Enfim, agradeço ao professor Luiz Fernando que me aceitou como aluna especial e acreditou no meu potencial, além de me ensinar todo o conhecimento aqui apresentado, sempre serei grata!

Mantovani, K.C.C. Estudo dos poluentes do ar em um município de médio porte por meio dos dados estimados pelo Modelo CCATT-BRAMS. 2016, 89 g. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica)- Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2016.

RESUMO

Uma das principais causas de internação por infarto agudo do miocárdio é a poluição do ar. Os efeitos na saúde devido à exposição aos poluentes atmosféricos e à baixa qualidade do ar vêm causando um aumento nas internações hospitalares. Esse estudo teve como objetivo estimar a associação entre o Infarto Agudo do Miocárdio (IAM) e outras doenças isquêmicas do coração (DIC) e a exposição de $PM_{2,5}$ ajustados pelos poluentes O_3 , CO e NO_2 sobre as internações hospitalares da rede pública no município de São José do Rio Preto – SP, em todas as faixas etárias, estratificado por sexos, no período de 01 de janeiro de 2012 a 31 de dezembro de 2012, de acordo com a estrutura de defasagens (lags). A metodologia utilizada fundamenta-se na pesquisa de estudo ecológico de série temporal. A variável dependente considerada foi o número de internações hospitalares por IAM e outras DIC, CID 10, correspondentes aos códigos I20 a I 25.9, cujos dados foram obtidos pelo DATASUS. As variáveis independentes consideradas foram a concentração diária de poluentes $PM_{2,5}$, O_3 , CO e NO_2 , temperatura e umidade relativa (CCATT-BRAMS). Ajustes por tendência temporal e efeitos do calendário foram incluídos no modelo. Foi calculado o Risco Relativo de internação utilizando Modelo de Regressão de Poisson. Na análise unipolvente, devido a um incremento interquartil (25%-75%) para o $PM_{2,5}$ ($3,1 \mu g/m^3$), observou-se, respectivamente, um aumento de 9,5% e 11,1% no aumento de internações para a o sexo masculino e sexo feminino, respectivamente. E na análise multipolvente ($PM_{2,5}$, O_3 , CO e NO_2), também com incremento interquartil, observou-se um aumento de 21% para o conjunto de ambos os sexos. Os gastos com o excesso de internações por IAM e DICs chega a cerca a mais de R\$ 1,1 milhão, verificou-se portanto que é possível estudar a associação entre algumas das doenças cardiovasculares e poluentes estimados do modelo matemático CATT-BRAMS.

PALAVRAS – CHAVE: Poluição do ar. Material particulado. Monóxido de carbono. Ozônio. Dióxido de Nitrogênio. Doenças do aparelho circulatório. Infarto Agudo do Miocárdio. Regressão de Poisson.

Mantovani, K.C.C. Estudo dos poluentes do ar em um município de médio porte por meio dos dados estimados pelo Modelo CCATT-BRAMS. 2016, 89f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica)-Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2016.

Abstract

One of the main causes of hospitalization for acute myocardial infarction is air pollution. The health effects due to exposure to air pollution and poor air quality are causing hospital admission increase. This study aimed to estimate the association between PM_{2.5} exposure adjusted by pollutants O₃, CO and NO₂ and hospital admissions for Acute Myocardial Infarction (AMI) and other ischemic heart disease (IHD) in public in the city of Sao Jose do Rio Preto, in all age groups stratified by gender in the period of January 1st 2012 to December 31st 2012 according to the lag structure (lags). The methodology is based on ecological research study of temporal series. The dependent variable was considered the number of hospital admissions for Acute Myocardial Infarction and other ischemic heart disease ICD-10 codes I20 at I25.9, whose data were obtained by DATASUS. The independent variables were the daily concentration of PM_{2.5} pollutants, O₃, CO and NO₂, extracted temperature and relative humidity of CCATT-BRAMS. Adjustments for time trend and calendar effects were included in model. It calculated the relative risk of hospitalization using Poisson regression model. In unipollutant analysis due to a interquartile increase (25% -75%) to the PM_{2.5} (3.1 µg/m³) were observed respectively, an increase of 9.5% and 11.1% increase admissions for males and females, respectively. And in multipollutant analysis (PM_{2.5}, O₃, CO and NO₂) with interquartile also increased, there was an increase of 13.8% to the whole of both sexes. Spending on excess hospitalizations for AMI and DICs reaches about more than R\$ 1.1 million, so it is possible to study the association between cardiovascular disease and estimated pollutants mathematical model CATT-BRAMS.

Lista de figuras

Figura 1 Comparação entre o modelo CCATT-BRAMS e os dados observados dos poluentes CO e PM _{2,5}	16
Figura 2 Site do CPTEC/INPE – página do CCATT-BRAMS.....	17
Figura 3 - Gráfico da série temporal da concentração do material particulado fino de 28/04/2016 a 01/05/2016 no município de São José do Rio Preto-SP.....	18
Figura 4 - Distribuição de tamanho do material particulado da poluição do ar	19
Figura 5 - Mapa do Estado de SP e localização do município de São José do Rio Preto	36
Figura 6 Foto de São José do Rio Preto-SP	37
Figura 7 Tipos de estudos epidemiológicos	38
Figura 8 Tela da coleta de dados através do DATASUS	39
Figura 9 - Tela de compressão/expansão de arquivos dbc e dbf.	40
Figura 10 - Arquivo dbf aberto no Excel	41
Figura 11 - Série temporal do poluente O ₃ , São José do Rio Preto, SP (limite segundo a OMS é de 100µg/m ³ = 46,7 ppb-Qualidade do ar boa).....	47
Figura 12 - Série temporal do poluente PM _{2,5} , São José do Rio Preto, SP (limite segundo a OMS qualidade do ar boa, quando concentração do PM _{2,5} < 25µg/m ³).....	48
Figura 13 - Série temporal do poluente CO, São José do Rio Preto,SP	48
Figura 14 - Série temporal do poluente NO ₂ , São José do Rio Preto,SP.....	49
Figura 15 - Séries temporal da temperatura, São José do Rio Preto, SP	49
Figura 16 - Séries temporal da umidade (%), São José do Rio Preto, SP	50
Figura 17 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino em São José do Rio Preto,SP	52
Figura 18 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados pelo O ₃ , temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana-São José do Rio Preto,SP.....	56
Figura 19 - Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados pelo CO, temperatura, umidade, sazonalidade e dia da semana- São José do Rio Preto,SP.....	59
Figura 20 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustado pelo NO ₂ , temperatura, umidade, sazonalidade e dia da semana em São José do Rio Preto,SP.....	62
Figura 21 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por CO, O ₃ , temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana em São José do Rio Preto,SP	64
Figura 22 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por CO, NO ₂ , temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana em São José do Rio Preto, SP.	66
Figura 23 - Risco relativo(e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por NO ₂ , O ₃ , temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana em São José do Rio Preto,SP	68

Lista de tabelas

Tabela 1 - Estrutura do índice de qualidade do ar segundo a Organização Mundial da Saúde (2013)	15
Tabela 2 - Distribuição de probabilidade e sua função de ligação	43
Tabela 3 - Valores médios e respectivos desvios padrões, Mínimo, Máximo e Diferença Interquartílica das variáveis estudadas de São José do Rio Preto, 2012.	45
Tabela 4 - Coeficientes de correlação de Pearson entre poluentes, variáveis climáticas e interações por sexo	46
Tabela 5 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 1- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto, SP.....	51
Tabela 6 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 2 - PM _{2,5} e O ₃ -- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto,SP, 2012.....	56
Tabela 7 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 3 - PM _{2,5} e CO- sem distinção de faixa no município de São José do Rio Preto,SP.....	59
Tabela 8 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 4-PM _{2,5} e NO- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto,SP	61
Tabela 9 - Coeficientes GAM e seus respectivos erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 5 – PM _{2,5} , CO e O ₃ - sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto, SP	64
Tabela 10 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 6 – PM _{2,5} , CO e NO ₂ - sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto- SP	66
Tabela 11 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 7 – PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃ , - sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto- SP	67
Tabela 12 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 8 com PM _{2,5} , CO, NO ₂ e O ₃ (*p-valor <0,05)	70

Lista de abreviaturas

AVC	Acidente Vásculo Cerebral
CAPs	Partículas ambientais concentradas
CCATT BRAMS	<i>Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport Model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System</i>
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
DATASUS	Departamento de Informática do SUS
IAM	Infarto Agudo do Miocárdio
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
OMS	Organização Mundial de Saúde
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RR	Risco Relativo
SUS	Sistema Único de Saúde
VFC	Variabilidade da frequência cardíaca
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	POLUENTES ATMOSFÉRICOS.....	14
2.2	MECANISMOS DE AÇÃO DOS POLUENTES NO ORGANISMO	18
2.2.1	Material Particulado	18
2.2.2	Ozônio.....	21
2.2.3	Monóxido de carbono.....	23
2.2.4	Óxidos de nitrogênio (NO _x).....	24
2.2.5	Dióxido de Enxofre (SO ₂)	25
2.3	ESTUDOS COM POLUENTES DO AR	26
3	OBJETIVOS.....	35
4	MÉTODOS	35
4.1.	LOCAL DE ESTUDO	35
4.2	ESTUDO ECOLÓGICO	37
4.3	COLETA DE DADOS	39
4.3.1	Dados estimados Poluentes.....	39
4.3.2	Dados sobre internações de doenças cardiovasculares.	39
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	41
4.4.1	Modelos de Contagem.....	41
4.4.2.	Risco Relativo	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
7	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

Os poluentes do ar, entre eles, material particulado, ozônio, monóxido de carbono, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio têm mostrado associação na gênese de doenças respiratórias e cardiovasculares. Estudos como os de Martins (2000), Koken et al (2003), Martins et al (2006), Clougherty (2011), Nascimento e Francisco (2013) e Gavinier e Nascimento (2014) mostram que as doenças cardiovasculares estão associadas à poluição do ar e ao adoecimento das pessoas na sociedade moderna. Essas doenças atingem principalmente crianças e idosos, podendo, em alguns casos, levar à morte. Consequentemente, eleva substancialmente o gasto do Sistema Único de Saúde via internações e outros procedimentos.

Em 2012, ocorreram cerca de 260.000 internações devido a doenças do aparelho circulatório no estado de São Paulo, sendo que o valor médio por internação gira em torno de R\$ 2.400,00, o que leva a um gasto de R\$ 624 milhões. No quesito Infarto e outras doenças isquêmicas, o gasto gira em torno de R\$ 260 milhões. Na macrorregião de São José do Rio Preto foram registradas, em 2012, 8.350 internações pelas doenças do aparelho circulatório, sendo que dessas, cerca de 4.500 somente no município de São José do Rio Preto (DATASUS, 2013).

O Departamento de Informática do SUS (DATASUS) mostrou que, apenas em 2012, no município de São José do Rio Preto, ocorreram 1.479 internações por doenças isquêmicas do coração (CID 10 – I20 a I25.9); como o valor médio de internação por infarto agudo do miocárdio (IAM) é cerca de R\$ 4.512,00 para cada internado desse município, isso resulta num valor gasto de cerca de R\$ 6 milhões.

O estudo realizado por Koken et al. (2003) identificou associação entre o O₃ e o infarto agudo do miocárdio e outras doenças cardiovasculares, e os autores perceberam que o SO₂ pode estar associado ao aumento da internação hospitalar por arritmias cardíacas. Já o CO está significativamente associado à insuficiência cardíaca congestiva, porém não se encontrou associação entre NO₂ e as doenças cardiovasculares estudadas. Percebeu-se, ainda, que os homens tendem a ter um maior número de internações hospitalares do que as mulheres. Clougherty (2011) também verificou a relação de doenças em função do sexo da pessoa exposta à poluição e relata diversos autores que perceberam esta variação.

A maioria desses estudos tem utilizado Modelos Generalizados da Regressão de Poisson. Conceição (2001) relata sobre a variável resposta ou a variável de interesse, a qual é uma contagem, e essa resposta é supostamente influenciada pela concentração de poluentes na atmosfera, temperatura e umidade, entre outros, que são as variáveis explicativas. Verifica-se, portanto, para a previsão de internações, a necessidade do modelo estatístico, que poderia ser o modelo de regressão linear gaussiana, como afirma Conceição (2001), mas como o número de óbitos é uma contagem, nem sempre as suposições de normalidade e homocedasticidade do erro são satisfeitas.

Os dados da maioria das pesquisas realizadas no estado de São Paulo são fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que quantifica e fiscaliza os poluentes do ar do município onde se encontram as estações, porém, existem ainda muitos municípios que não as possuem. Esse trabalho vem ao encontro dessa necessidade, ao utilizar os dados estimados pelo modelo *Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport Model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System* (CCATT-BRAMS), aprimorado e utilizado pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC/INPE).

Com base nas fontes de emissões observadas e estimadas via satélite, este modelo simula o transporte dos poluentes e as reações químicas que ocorrem na atmosfera. Este modelo é executado diariamente, gerando diagnósticos de alguns poluentes em uma grade regular com resolução espacial de 25 km para toda a América do Sul. Contudo, o mesmo proporciona o estudo dos efeitos dos poluentes também em regiões onde não existem observações dos gases e particulados, que se encontram em suspensão na posse dos dados do estado da atmosfera.

Rodrigues et al (2015) realizaram projeções de mortes, internações e gastos com internações públicas atribuíveis à poluição atmosférica, para o período de 2012 a 2030. Para isso, foram considerados distintos cenários de poluição por material particulado fino (PM_{2,5}), tomando-se como referência o ano-base de 2011. Os resultados mostram que, mantendo o mesmo nível de poluição observado em 2011, haverá um total de mais de 246 mil óbitos por todas as causas entre 2012 e 2030, cerca de 953 mil internações hospitalares públicas e um gasto público estimado em internações de mais de R\$ 1,6 bilhão. A magnitude dos resultados aponta para a necessidade de implementação de medidas mais rigorosas para o controle da poluição do ar, formas alternativas de energia limpa de transporte, entre outras ações, como forma de reduzir os danos à saúde da população e os gastos governamentais.

Tendo em vista a importância de estudar esse assunto e a emergência de se tomar atitudes que envolvam políticas públicas, essa pesquisa foi ao encontro de auxiliar esses estudos.

A primeira ideia que se forma na mente das pessoas e do pesquisador é associar a poluição do ar aos grandes centros urbanos, com a imagem de poluentes sendo emitidos por veículos automotores ou pela chaminé de fábricas. Entretanto, outra parcela da população não reside em grandes centros e convive com a poluição do ar do mesmo jeito, devido à queima de biomassa. Além disso, as pesquisas dependem de dados fornecidos por agências que monitoram os poluentes do ar, e por isso, ficam restritas aos grandes centros ou algumas cidades que as possuem. Tendo em conta a associação da exposição aos poluentes oriundos principalmente da queima de biomassa dessas cidades - que não são grandes centros, essa pesquisa vem ao encontro da necessidade de agregar a esse assunto, o estudo sobre os poluentes em cidades menores e que não possuem uma estação de monitoramento. Dessa forma, o estudo aqui apresentado vem utilizar os dados estimados pelo modelo matemático CCATT-BRAMS em uma cidade de médio porte, analisando algumas doenças cardiovasculares.

A pesquisa tem como objetivo estimar a associação entre a exposição aos poluentes $PM_{2,5}$, O_3 , CO e NO_2 e o número de internações por infarto agudo do miocárdio e outras doenças isquêmicas do coração nas pessoas internadas pelo SUS, em São José do Rio Preto-SP, e o efeito do acréscimo na concentração de $PM_{2,5}$ no número de internações hospitalares.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Como o estudo aqui propõe verificar a associação da exposição a alguns poluentes do ar e o número diário de internações por algumas doenças cardiovasculares, é importante entender os mecanismos de atuação dos mesmos no organismo. Assim, este estudo se inicia pela descrição desses.

2.1 POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Os poluentes podem ser divididos em primários e secundários. Os poluentes primários são aqueles liberados diretamente das fontes de emissão, como o dióxido de enxofre (SO_2), os óxidos de nitrogênio (NO_x), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4).

Os poluentes secundários são aqueles formados na atmosfera através de reações químicas entre os poluentes primários. Destacam-se o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), o ácido sulfúrico (H_2SO_4), o ácido nítrico (HNO_3), o trióxido de enxofre (SO_3), os nitratos (NO_3)⁻¹, os sulfatos (SO_4)⁻², o ozônio (O_3) e o nitrato de peroxiacetila – PAN – ($\text{CH}_3 = \text{OO}_2\text{NO}_2$), sendo que os dois últimos estão entre os mais prejudiciais às pessoas e à vegetação porque formam radicais livres (superóxidos, hidroxilas, dentre outros), que comprometem a saúde dos seres vivos (PEDROSO, 2007).

Alguns desses poluentes, mais especificamente o SO_2 e o NO_2 , quando se dispersam na atmosfera, podem reagir com a água e complementar a formação da chuva ácida, que causa corrosão dos materiais e danos à vegetação (PEDROSO, 2007).

Os nitratos, produtos da dissociação do NO_x pela água, são considerados nutrientes, mas, em excesso, ocasionam a eutrofização de corpos d' água. Em adição a esses poluentes, há ainda hidrocarbonetos, compostos orgânicos voláteis (COVs), mercúrio (Hg) e material particulado (PM), que corresponde às partículas em suspensão com diâmetro menor que 50 μm . Essas partículas podem conter elementos tóxicos, como o arsênio (As), o chumbo (Pb), o cobre (Cu) e o níquel (Ni) e também aerossóis emitidos pela combustão (PEDROSO, 2007).

As agências de proteção ambiental definem valores limites para os poluentes que são utilizados como referência para avaliar a situação ambiental. Dentre as agências internacionais, destacam-se a *Environmental Protection Agency - National Ambiente Air Quality Standards* (US EPA-NAAQS), localizada nos Estados Unidos da América e a *World Health Organization* (WHO), com sede em Genebra, Suíça.

Em São Paulo, a CETESB monitora através de estações telemétricas, a situação dos poluentes nas regiões que compreendem a região Metropolitana de São Paulo, além de algumas cidades do interior do estado. Em muitas pesquisas, são utilizados os dados coletados por essa companhia. Os valores dos limites sugeridos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) são mostrados na Tabela 1:

Tabela 1 - Estrutura do índice de qualidade do ar segundo a Organização Mundial da Saúde (2013)

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

Fonte CETESB (2013)

Quando a qualidade do ar é classificada como “BOA”, os valores-guia para exposição de curto prazo estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde, que são os respectivos Padrões Finais (PF) estabelecidos no DE nº 59.113/2013, estão sendo atendidos (São Paulo, 2013).

Ainda segundo a CETESB, quando a qualidade do ar é considerada “MODERADA”, as pessoas de grupos susceptíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço. Já a população em geral, não é afetada. Caso seja considerada “RUIM”, toda a população poderá apresentar sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta, e principalmente as pessoas pertencentes aos grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar efeitos mais sérios à saúde.

Outra fonte de dados de poluentes atmosféricos é fornecida por modelagem, como o CCATT-BRAMS. Esse é um modelo matemático que possibilita realizar simulações numéricas de tempo e clima, resolvendo explicitamente fenômenos de grandes escalas espaciais e parametrizando os processos que ocorrem em escalas menores que a resolução espacial do modelo (processos sub-grade) (LONGO, 2007; 2013).

O CPTEC/INPE executa este modelo de forma operacional, produzindo diariamente diagnósticos e previsões para até três dias, com abrangência para toda a América do Sul.

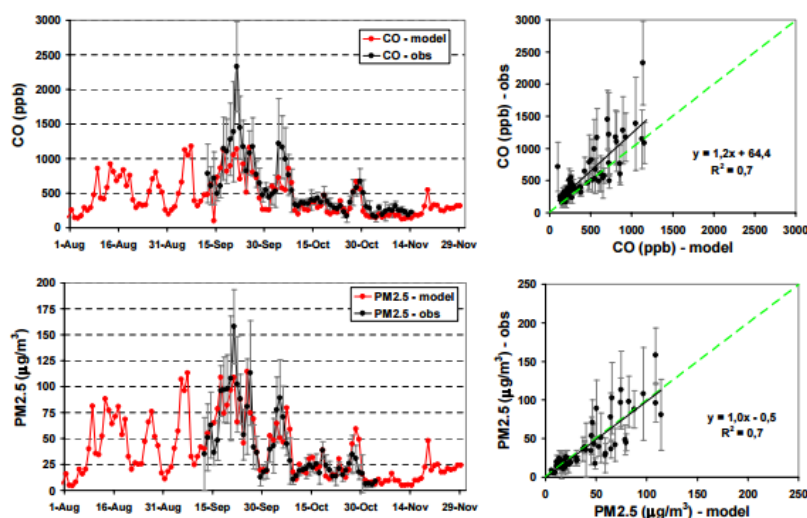
O modelo considera o transporte e a emissão de vários gases e partículas de aerossóis, sendo estas estimadas através do número e localização de focos de incêndios observados por sensoriamento remoto, gerando estimativas diárias de diversos poluentes. A resolução horizontal desta operação é de 25 km por 25 km, 7 níveis de solo e 38 níveis atmosféricos, estando o primeiro nível a 38,8 metros acima do solo (FREITAS, 2009).

O modelo CCATT-BRAMS escreve seus resultados em arquivos binários que podem ser lidos pelo software GrADS (*Grade Analysis and Display System*). Para extrair as variáveis a serem utilizadas neste trabalho, foi elaborado um programa que se entra com a posição geográfica (latitude e longitude) do ponto desejado e o nome da variável. Este script localiza o ponto da grade do modelo mais próximo da posição geográfica e extrai a variável escolhida, escrevendo-a em um arquivo ASCII (txt), com frequência temporal de 3 horas. Posteriormente, este arquivo é aberto no software Excel, onde é calculada a média de todas as variáveis, com exceção do O₃, que calcula a máxima diária em função das 8 horas diárias, obtendo, assim, uma planilha com a série temporal da variável com a medida diária.

Este modelo foi validado por Freitas et al.(2009), Ignotti et al. (2010) e Longo et al. (2007, 2013).

Freitas et al.(2009) compararam o resultado do modelo CCATT-BRAMS com os poluentes CO e PM_{2,5} medidos no estado de Rondônia e norte de Mato Grosso e obtiveram os resultados mostrados na figura abaixo:

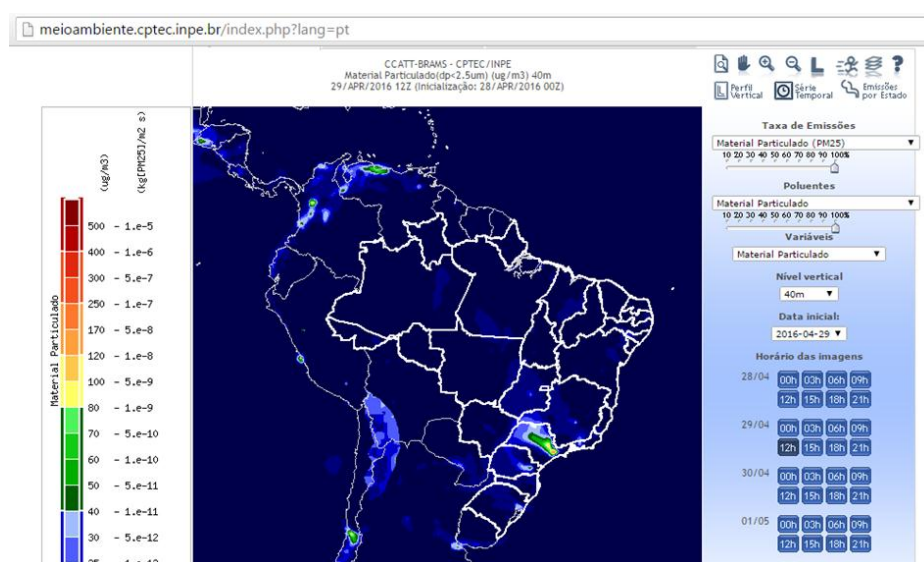
Figura 1 Comparação entre o modelo CCATT-BRAMS e os dados observados dos poluentes CO e PM_{2,5}



Como é possível observar, o coeficiente de determinação do modelo para os poluentes CO e PM_{2,5} foi igual a 0,7; ou seja 70% dos dados são explicados pelo modelo.

Os dados desse modelo são disponibilizados no site do CPTEC/INPE, como mostrado a seguir:

Figura 2 Site do CPTEC/INPE – página do CCATT-BRAMS

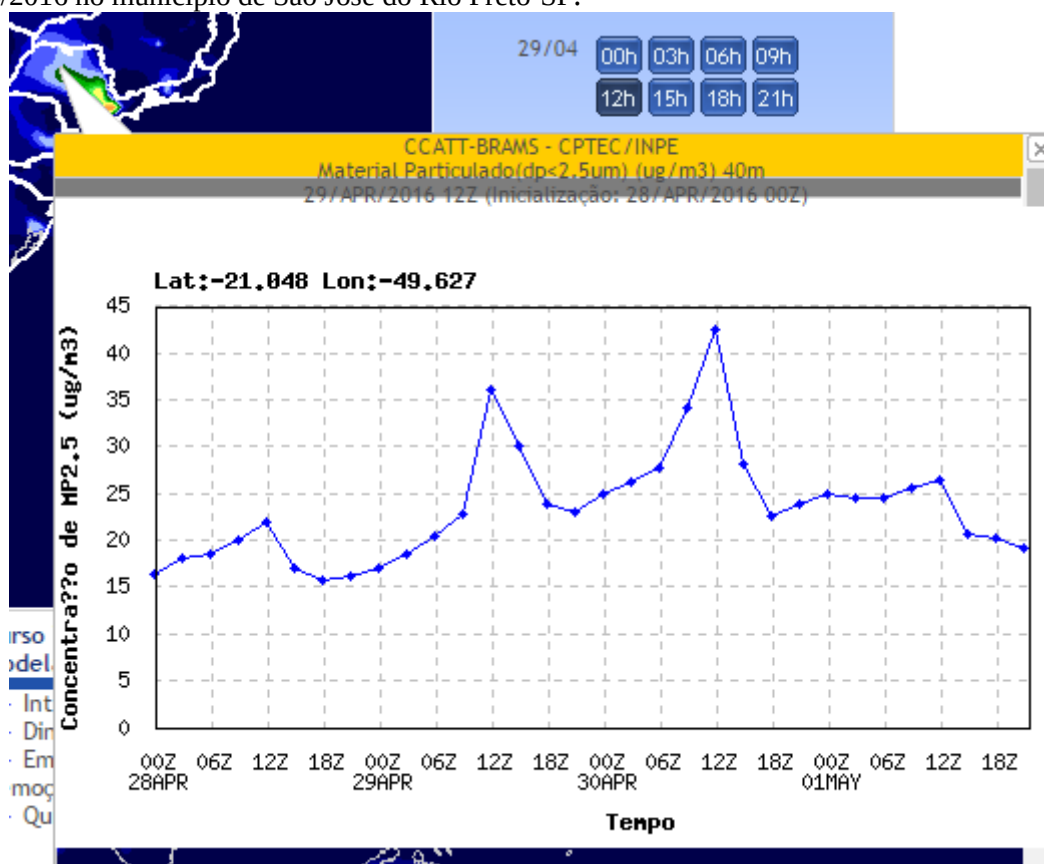


Fonte - INPE (2016)

Como pode ser visto na Figura 1, o mapa mostra alguns locais que possuem concentração mais alta do material particulado. No dia 29/04/2016, que foi usado como exemplo, esses pontos estão na capital paulistana e em alguns municípios do interior do estado de São Paulo até São José do Rio Preto (município estudado nessa pesquisa), na capital do Chile, Santiago; na capital da Venezuela, Caracas; e em Medellin, na Colômbia.

Nessa página, também é possível verificar o gráfico de série temporal do ponto indicado. Nesse caso, foi clicado em São José do Rio Preto, onde percebe-se que a concentração passou de $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ sempre no horário das 12h, nos dias de 29/04/2016 a 01/05/2016, como é apresentado na seguinte Figura:

Figura 3 - Gráfico da série temporal da concentração do material particulado fino de 28/04/2016 a 01/05/2016 no município de São José do Rio Preto-SP.



Fonte INPE(2016)

2.2 MECANISMOS DE AÇÃO DOS POLUENTES NO ORGANISMO

2.2.1 Material Particulado

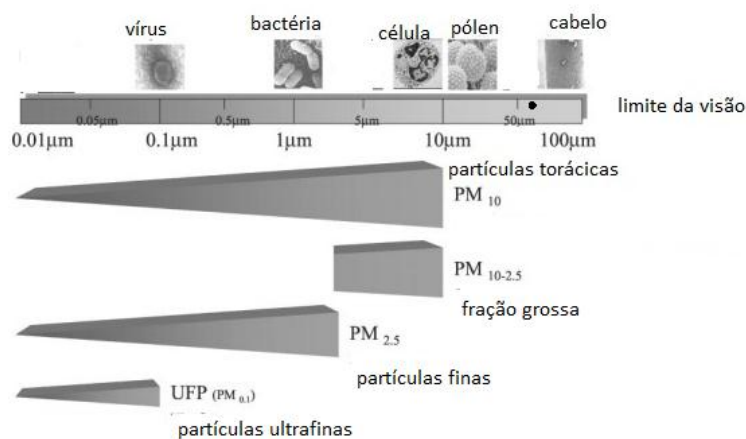
As principais fontes do material particulado são as atividades nas indústrias que geram poluição, incineradores, frota veicular, atividades de construção civil e poeira.

Gomiscka et al. (2004) monitoraram os dados para as frações da massa de PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_{10} e partículas totais suspensas em quatro áreas da Áustria por um ano e verificaram que as médias anuais de concentrações em massa para PM_{10} , $PM_{2.5}$ e PM_{10} são da ordem de 16, 20 e 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nos locais urbanos e um pouco menor no local rural. Em média, a concentração de PM_{10} gira em torno de 50% a 60 % e $PM_{2.5}$ é cerca de 70% das concentrações de PM_{10} .

Brook et al. (2004) relatam que existem milhares de produtos químicos que foram detectados no PM em locais diferentes, entre eles, nitratos, sulfatos, e carbono orgânico elementar, compostos orgânicos (por exemplo, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), compostos biológicos (p.ex., endotoxina, fragmentos de células), e um variedade de metais (ferro, cobre, níquel, zinco e vanádio).

Na figura 4, pode-se entender a analogia que Brook et al. (2004) fizeram para a compreensão dos tamanhos das partículas, comparando o tamanho de $PM_{0,1}$ menor que o tamanho de vírus, o $PM_{2,5}$ menor que uma célula e o tamanho do PM_{10} menor que o tamanho do pólen. Também ressaltam que o limite da visão é a partir de $50\mu m$

Figura 4 - Distribuição de tamanho do material particulado da poluição do ar



Fonte - adaptado (BROOK et al, 2004)

O estudo de Brook et al. (2004) revela que as alterações na composição do sangue podem resultar da exposição à poluição, com efeitos potencialmente graves para os indivíduos com alguma doença cardiovascular e, para que essa alteração ocorra, a hipótese mais aceitável é que a exposição a partículas inaladas induz à inflamação alveolar, levando a exacerbação de doença pulmonar preexistente, aumento da coagulação de sangue e um aumento do risco cardiovascular associado. Esclarecem que a exposição ao material particulado aumenta o fibrinogênio, um componente chave na coagulação do sangue, e tem sido encontrado um aumento na associação com a elevação dos níveis de partículas totais em suspensão e de SO_2 no ambiente e, deste modo, aumentando o fator de risco para o infarto do miocárdio e acidente vascular cerebral. Os autores acima ainda ressaltam que o nível plasmático de fibrinogênio pode prever eventos cardíacos e morte, pois é modificado pela

presença de outras proteínas inflamatórias. O aumento da agregação de plaquetas pode promover, ainda, formação de trombose aguda após a exposição à queima de combustíveis e partículas ultrafinas.

Os mecanismos responsáveis pela ativação de plaquetas e elevação do fibrinogênio ainda não foram totalmente elucidados, mas estes resultados baseiam-se na noção que a poluição do ar pode aumentar o risco de trombose, promovendo, assim, eventos isquêmicos. O aumento das concentrações de interleucina (IL-6) está associado com o aumento do risco cardiovascular e de eventos de mortalidade. A IL-6 está diretamente envolvida na regulação da síntese de proteína C-reativa (CRP) no fígado. CRP é um sensível indicador de infecção, ferimento e inflamação (BROOK et al., 2004)

A CRP é uma citocina (termo genérico empregado para designar um extenso grupo de moléculas envolvidas na emissão de sinais entre as células durante o desencadeamento das respostas imune) com atuação tanto na resposta imune inata como na adaptativa. Ela é sintetizada por monócitos, células endoteliais, fibroblastos e outras células em resposta a microrganismos e também à estimulação por outras citocinas, principalmente interleucina-1 (IL-1) e TNF- α (SOUZA et al., 2008).

O estudo de Fernandes et al. (2010) aborda vários pesquisadores que estudaram os efeitos da poluição atmosférica e as alterações bioquímicas e respostas celulares, e relatam que as partículas finas atingem os alvéolos e depositam-se em suas paredes. Partículas muito finas ou substâncias tóxicas adsorvidas a elas sofrem translocação e caem na corrente circulatória. Quando caem nos pulmões e em outros sítios, os componentes oxidantes das partículas geram produtos oxidados (radicais livres de O_2), os quais estimulam respostas no epitélio pulmonar e no endotélio dos pulmões e de outros órgãos. Com isso, são produzidos diversos compostos oxidados, especialmente lipídicos (moléculas que desencadeiam resposta inflamatória, com aumento da expressão de moléculas de adesão no endotélio, liberação de citocinas e mobilização de leucócitos). Tudo isso constitui um estado pró-inflamatório e este pode resultar em modificações na coagulação sanguínea, vasoconstrição e danos em vários setores do organismo. Deste modo, verifica-se que, além da agressão ao próprio sistema respiratório, diretamente exposto aos poluentes, tais efeitos podem ser sistêmicos, resultando em agravamento de várias doenças, precipitação de sintomatologia clínica e até mesmo o desencadeamento de morte.

2.2.2 Ozônio

O composto ozônio é uma forma alotrópica do elemento oxigênio, formado por três átomos ligados covalentemente com um ângulo de 127° entre eles (BOCCI, 2005). É encontrado em abundância na estratosfera e serve como barreira contra a radiação ultravioleta (UV) emitida pelo sol (SUNNEN, 1988).

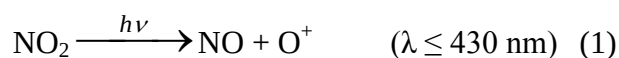
Apesar da grande importância desempenhada pela camada de ozônio, a presença do gás na superfície terrestre é nociva à saúde humana, já que misturas gasosas contendo ozônio e outros compostos são altamente tóxicas para os pulmões, trato nasorrespiratório e olhos (SALMON et al., 1998; BELL et al., 2004).

Por ser um composto muito instável se desintegra facilmente em O₂, voltando a sua conformação original graças à reação endotérmica da radiação UV ou descarga elétrica.

O ozônio (O₃) e outros oxidantes fotoquímicos são poluentes que não são diretamente emitidos pelas fontes primárias. Eles abrangem um grupo de espécies químicas formadas através de uma série de reações complexas na atmosfera. O mesmo é impulsionado pela energia transferida para o dióxido de nitrogênio (NO₂) quando as moléculas absorvem luz da radiação solar. Os precursores que mais contribuem para a formação de espécies oxidantes na atmosfera poluída são dióxido de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis (COV), especialmente insaturados.

As equações gerais simplificadas que regulam a fotoquímica atmosférica podem ser resumidas como segue:

O dióxido de nitrogênio se dissocia para formar óxido nítrico (NO) e oxigênio atômico



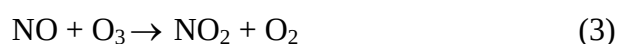
Onde: **h** é a constante de Planck

ν é a frequência da luz

O oxigênio atômico combina com o oxigênio molecular para formar o ozônio -



O ozônio é decomposto pela reação com óxido nítrico para formar o dióxido de nitrogênio e oxigênio molecular:



Assim, a poluição fotoquímica ocorre quando o ciclo fotoestacionário, que consiste no equilíbrio entre a produção e o consumo do ozônio troposférico numa atmosfera rica em NO_x, descrito nas equações acima é alterado, quer por eventos que consomem óxido nítrico ou, inversamente, para favorecer a produção de dióxido de nitrogênio. A reação de óxido nítrico com peróxidos atmosféricos (RO₂) é a principal causa de perturbação da fotoquímica do equilíbrio, tal como apresentado na reação (Equação 4):



Devido à sua elevada reatividade e baixa solubilidade em água, a meia-vida do ozônio em meios líquido e sólido é desprezível. A absorção de ozônio é quase que exclusivamente por inalação

A maior absorção do ozônio ocorre no ambiente do trato respiratório superior e conduzido às vias aéreas intratorácicas. A absorção total de ozônio ocorre, principalmente, em adultos. A penetração do ozônio para os pulmões é muito maior para as pessoas envolvidas em atividade física mais forte. Idade e sexo também influenciam a quantidade da absorção de ozônio, bem como a topografia (BUSH et al., 1996; SARANGAPANI et al., 2003)

A difusão de ozônio em todo o fluido epitelial das vias aéreas é determinada por sua reatividade. Pryor (1992) relata que o contato direto do ozônio com epitélio das vias aéreas parece ser pequeno, mas o processo pelo qual o ozônio é retido ao longo do trato respiratório pode ser caracterizado como "absorção reativa" (SCHLOSSER, 1999), cuja taxa é determinada pela constante de equilíbrio das reações químicas entre o ozônio e os constituintes do fluido epitelial (POSTLETHWAIT, 1994). Esse fluido contém substratos, tais como ácido ascórbico, ácido úrico, glutatona, proteínas e lipídios insaturados que podem sofrer oxidação mediada pelo ozônio (BALLINGER et al., 2005), o que impede assim (ou minimizando) danos ao subjacente epitélio. O fluido epitelial é constantemente renovado pela entrada mecânica proporcionada pelo movimento coordenado de células ciliadas da via aérea, produzindo novos substratos biológicos para reagir contra o ozônio.

Há algumas evidências de que a exposição a longo prazo pode ter efeitos crônicos, mas as mesmas não são suficientes para recomendar uma diretriz anual.

Os efeitos na saúde para a população tornam-se cada vez mais numerosos e graves. Tais efeitos podem ocorrer em lugares onde as concentrações estão atualmente altas.

A segunda edição das diretrizes de qualidade do ar para a Europa define o valor de referência para o ozônio em $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para uma média diária de 8 horas. Desde meados da década de 1990 não houve nenhuma máxima para as pesquisas. No entanto, ocorreu um aumento acentuado de estudos de séries temporais e efeitos epidemiológicos. Associações similares têm sido observadas tanto na América do Norte, quanto na Europa (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1979)

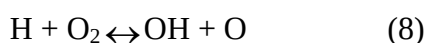
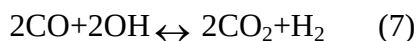
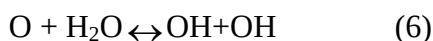
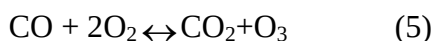
Oliveira e Mendes (2009) mostraram em seus estudos a aplicação do ozônio no tratamento em diversos ramos da saúde, seja humana, seja animal, porém, é preciso verificar a dosagem utilizada e sua aplicação.

2.2.3 Monóxido de carbono

É um gás incolor e inodoro que resulta da queima incompleta de combustíveis de origem orgânica (combustíveis fósseis, biomassa, etc.). Em geral, é encontrado em maiores concentrações nas cidades, emitido principalmente por veículos automotores. Altas concentrações de CO são encontradas em áreas de intensa circulação de veículos.

Os efeitos e sintomas do monóxido de carbono variam de acordo com o tempo da exposição e concentração. Podem ocorrer desde dores de cabeça, confusão mental, náusea, perda de equilíbrio, palpitação no coração, perda da consciência e morte (CARVALHO JR e LACAVA, 2003).

O mecanismo de formação e destruição do CO em combustão envolve a cinética dos hidrocarbonetos, pois a combustão destes envolve a quebra do combustível para formar CO e depois a oxidação final de CO para CO_2 . Uma pequena quantidade de H_2O ou H_2 pode ter um efeito na taxa de oxidação do CO. O mecanismo reacional que descreve a oxidação de CO é mostrado nas equações de 5 a 8:



O CO é um gás que pode deixar uma pessoa inconsciente ou mesmo levar à morte em poucos minutos. É chamado de assassino silencioso.

Segundo Lauwerys (1990), o CO tem afinidade com a hemoglobina contida nos glóbulos vermelhos do sangue, que transportam oxigênio (O_2) para os tecidos de todos os órgãos do corpo. A toxicidade do CO no homem se explica quando o CO entra em competição com o O_2 pela hemoglobina. A ação tóxica principal do CO resulta em anoxia provocada pela conversão da oxihemoglobina em carboxihemoglobina (COHb). A afinidade da hemoglobina pelo CO é 240 vezes maior que pelo O_2 (IPCS, 1999; LALIBERTÉ, 2001)

Segundo Rumel et al (1993), o poluente mais relacionado com AVC(Acidente Vascular Cerebral) e IAM (Infarto Agudo do Miocárdio) é o monóxido de carbono (CO), cujas fontes principais são a fumaça de cigarro e a de veículos a motor.

As unidades de massa/volume pode ser ppm ou ppb e cada 1 ppm de CO equivale a 1,25mg do gás em 1cm^3 de ar, como é mostrado no APÊNDICE B.

2.2.4 Óxidos de nitrogênio (NO_x)

NO_x é o termo geral que designa a junção de monóxido de Nitrogênio (NO) e o Dióxido de Nitrogênio (NO_2) e outros (CARVALHO JR e LACAVA, 2003).

As principais fontes de óxido nítrico (NO) e dióxido de nitrogênio (NO_2) são os motores dos automóveis e, em menor escala, as usinas termelétricas, indústrias, fogões a gás, aquecedores que utilizam querosene (mais frequentes em regiões frias) e o cigarro. O dióxido de nitrogênio, na presença de luz solar, reage com hidrocarbonetos e oxigênio formando ozônio, sendo um dos principais precursores deste poluente na troposfera. O dióxido de nitrogênio, quando inalado, atinge as porções mais periféricas do pulmão devido à sua baixa solubilidade em água. Seu efeito tóxico está relacionado ao fato de ele ser um agente oxidante.

Segundo Carvalho Jr e Lacava (2003), os fatores que contribuem para a formação de NOx são a alta temperatura de operação das câmaras de combustão e a utilização de combustíveis com teores de Nitrogênio. O NOx, assim como o SO₂, compõe a chuva ácida e é o precursor principal das reações fotoquímicas que levam à formação do smog¹ fotoquímico. Esse poluente emitido durante a combustão depende da composição do combustível, do modo de operação do projeto dos queimadores e da câmara de combustão e, segundo Wood (1994), a formação desse poluente é atribuída ao NOx da atmosfera e do combustível, e que o NOx, no interior das células acarreta a formação de nitrito, que possui atividade mutagênica e altera as características hereditárias.

Cada 1ppm de NO equivale a 1,34mg do gás em 1m³ de ar e 1 ppm de NO₂ equivale a 2,05mg em 1 cm³ de ar , como é mostrado no APÊNDICE B.

2.2.5 Dióxido de Enxofre (SO₂)

Resulta principalmente da queima de combustíveis que contém enxofre, como óleo diesel, óleo combustível industrial e gasolina. É um dos principais formadores da chuva ácida. O dióxido de enxofre pode reagir com outras substâncias presentes no ar formando partículas de sulfato, que são responsáveis pela redução da visibilidade na atmosfera.

A maior fonte não natural de dióxido de enxofre é a combustão de combustível fósseis em processos industriais. Durante a combustão, praticamente todo o enxofre contido no combustível se oxida para SO₂. A concentração resultante do gás nos produtos de combustão é uma função da porcentagem de enxofre contidas nos combustíveis e da razão ar/combustível. Os combustíveis fósseis mais comuns são carvão, óleo residual, gasolina e diesel (CARVALHO JR; LACAVA , 2003).

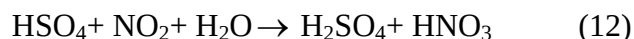
Ainda segundo Carvalho Jr e Lacava (2003), a maior parte do SO₂ que se encontra na atmosfera vem da queima do carvão.

O dióxido de enxofre possui um tempo de vida entre 2 e 6 dias na atmosfera, podendo atingir cerca de 4.000 km de distância de sua fonte de emissão

Ao ser jogado na atmosfera, parte do SO₂ sofrerá oxidação que pode resultar nas seguintes reações:



¹Smog é uma névoa marrom –amarelada que aparece primariamente sobre áreas urbanas em dias ensolarados.



Carvalho Jr e Lacava (2003) ainda ressaltam que parte do SO_2 lançada na atmosfera, se oxida e se transforma em SO_3 , que, junto com vapor d'água, é convertida em H_2SO_4 , e assim, este pode ser depositado no solo, nas águas e nas plantas por meio da chuva. E essa chuva ácida também possui ácido nítrico formado a partir de óxidos de nitrogênio (NO_x).

Para cada 1ppm de SO_2 equivale a 2,85 mg do gás em 1cm^3 de ar (APÊNDICE B)

2.3 ESTUDOS COM POLUENTES DO AR

É importante relatar nesse trabalho os estudos que associaram o número de internações ou mortes por doenças cardiovasculares com a poluição do ar e, desta maneira, verificar os caminhos desta pesquisa e o que vem agregar à literatura.

Rumel et al. (1993) publicaram que o poluente mais relacionado com Infarto do miocárdio (IAM) é o monóxido de carbono (CO), depois de terem estudado a associação existente entre os valores de temperaturas máximas diárias e valores médio e máximo diários de monóxido de carbono e AVC e IAM no Município de São Paulo, SP (Brasil). Verificaram que as internações anuais por IAM, 2,1% são devido à poluição atmosférica e 4,9% a altas temperaturas. Das internações anuais por AVC, 2,8% são devido a altas temperaturas.

À medida que as pesquisas avançam e os métodos se aperfeiçoam, percebe-se que há uma parcela significativa de efeitos deletérios dos poluentes do ar.

Burnett et al. (1997) identificaram associações positivas para a exposição aos poluentes do ar estudados e doenças cardíacas e respiratória no Canadá, de 1992 a 1994, ajustados para as tendências de longo prazo temporais, as variações sazonais, os efeitos da epidemia. Verificaram que o aumento de ozônio, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre equivalente a seus intervalos interquartílicos correspondeu a um aumento de 11% e 13% nas internações diárias por doenças respiratórias e cardíacas, respectivamente. A inclusão de qualquer um dos poluentes do ar de partículas em modelos de regressão múltipla não aumenta esses percentuais.

Outro estudo no Canadá foi de Urch et al. (2005), que demonstrou existir uma elevação significativa da pressão diastólica (6mm Hg) em 23 normotensos após exposição a $PM_{2,5}$ e O_3 durante 2 horas, estando a magnitude da elevação tensional fortemente associada com o conteúdo em carbono das partículas finas .

Vermynen et al. (2005) verificaram que o ozônio pode ter efeitos cardiovasculares deletérios diretos, enquanto outros gases podem ampliar efeitos negativos do material particulado. Partículas de menor diâmetro são de maior impacto, mas o PM_{10} pode rapidamente penetrar e se depositar na traqueia e nos brônquios. $PM_{2,5}$ podem alcançar vias aéreas estreitas e alvéolos e as partículas ultrafinas, menores que 100 nm ($0,1 \mu m$), têm alta deposição nos alvéolos.

Essas partículas ultrafinas representam maior parte do material particulado e têm razão maior de área-massa, o que aumentaria a toxicidade biológica, pois conseguem até passar diretamente à corrente sanguínea. A população sob maior risco é de idosos, daqueles com doenças pulmonares crônicas, com doenças coronárias, ou pacientes com diabetes. Ainda segundo Vermynen et al. (2005), a poluição atmosférica aguda pode desencadear infarto do miocárdio depois de algumas horas ou dias nas pessoas susceptíveis expostas.

Cendon et al. (2006) estudaram em hospitais do Sistema Único de Saúde (SUS), na cidade de São Paulo, onde foi realizado estudo de séries temporais (1998-1999) tendo como desfechos as internações por infarto em unidades de terapia intensiva e em enfermarias, em pessoas acima de 64 anos. Utilizaram modelos lineares generalizados, controlados para sazonalidade (de longa e curta duração) e variáveis climáticas. Foram construídos modelos distribuídos de defasagem polinomial de terceiro grau, para avaliar os efeitos acumulados nos oito dias anteriores à exposição (lag 0 a 7), verificaram que em, aproximadamente 70% das internações por IAM ocorreram em enfermarias. Apesar disso, os efeitos da poluição sobre os casos foram maiores nas internações em unidades de terapia intensiva. Todos os poluentes mostraram uma associação positiva com os desfechos, mas o SO_2 apresentou uma associação mais robusta e estatisticamente significativa. Concluíram que exista um erro de classificação das internações por infarto nas enfermarias, superestimando o número de internações. No entanto, o menor número de internações por infarto do miocárdio em unidades de terapia intensiva, é o indicador mais adequado para estimar os efeitos da poluição atmosférica nas internações por infarto.

Gouveia et al. (2006) avaliaram a associação entre exposição à poluição atmosférica e internações hospitalares no Município de São Paulo, em um estudo ecológico de séries temporais, analisando hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares em crianças e idosos em relação aos níveis diários observados de poluentes, por meio de modelos aditivos generalizados em regressão de Poisson. Verificaram que todos os poluentes, com exceção do ozônio, apresentaram associação significativa com internações respiratórias e cardiovasculares. Um aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ no nível de material particulado inalável se associa ao incremento de 1,5% por doença isquêmica do coração em idosos.

Braga et al. (2007) avaliaram os efeitos das partículas inaláveis (PM_{10}) em termos de atendimentos de emergência devido às doenças respiratórias e doenças cardiovasculares em Itabira, uma região de mineração de Minas Gerais e analisaram por modelos de regressão de Poisson aditivo generalizado. Verificaram que o aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} foi associado com aumento do número de pacientes na sala de emergência por causa respiratória em 4% com defasagens de 0 e 1 para crianças e adolescentes menores de 13 anos de idade, e de 12% em três dias subsequentes para os adolescentes (13 a 19 anos de idade). Para as doenças cardiovasculares, o efeito foi agudo em 4% e, principalmente, para a faixa etária de 45 a 64. Os autores concluíram que a concentração de PM_{10} gerada pela mineração de Itabira-MG a céu aberto pode levar a problemas de saúde da população exposta.

Miller et al. (2007) analisaram a associação da exposição prolongada a poluição por partículas finas ($\text{PM}_{2,5}$) e a incidência de acidentes cardio e cerebrovasculares (AVC) em cerca de 66.000 mulheres pós-menopáusicas sem doença cardiovascular prévia, em 36 áreas metropolitanas dos EUA (follow-up médio de 6 anos). Verificaram que a cada aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ dos níveis médios anuais de $\text{PM}_{2,5}$ se associava a um aumento de 24% no risco do conjunto de acidentes cardiovasculares, de 21% no risco de acidentes coronários, de 35% no risco de AVC e um aumento de 83 % no risco de morte por causas vasculares cerebrais.

Para as pessoas que vivem perto de estradas movimentadas, o trânsito é uma das principais fontes de poluição do ar. Desse modo Kan et al. (2008) focaram seus estudos em municípios com tais características e examinaram a associação entre a exposição ao tráfego de longo prazo e incidência de doença coronária fatal e não fatal em um estudo prospectivo de coorte de base populacional de 1987 a 1989, em quatro comunidades norte-americanas. Verificaram que, quando se trata de densidade de tráfego como uma variável contínua, o risco ajustado por um aumento de uma unidade de densidade foi de 1,03 ($p < 0,05$) e para os moradores que vivem cerca de 300 m de estradas principais em comparação com aqueles que vivem mais longe, o risco ajustado foi de 1,12. Relatam ainda que encontraram pouca evidência de modificação de efeito para o sexo, tabagismo, obesidade, baixa densidade nível de colesterol de lipoproteína, hipertensão, idade ou educação.

Seguindo a mesma linha de pesquisa que focam em pessoas que moram perto de estrada, encontra-se o estudo de Medina-Ramón et al. (2008) que desenvolveram para examinar o risco de mortalidade associado à exposição residencial à poluição do ar relacionada com o tráfego entre os pacientes com Insuficiência cardíaca em mais de 1300 pacientes hospitalizados em Massachusetts, de 2000 a 2005. Foram avaliados os riscos de mortalidade para cada variável de exposição utilizando riscos proporcionais de Cox, modelos ajustados para fatores prognósticos.

Verificaram que, após a 5 anos de estudos (“follow-up”), apenas 24% dos indivíduos ainda estavam vivos e concluíram que o aumento do intervalo interquartilico no tráfego diário de 100 m de casa foi associado a uma taxa de risco de mortalidade de 1,15, enquanto que para o tráfego de cerca de 300 m desta associação foi de 1. Por essa razão, que deve-se reduzir a exposição às emissões relacionadas com o tráfego para melhorar o prognóstico a longo prazo dos pacientes com insuficiência cardíaca.

Rosenlud et al. (2008) avaliaram a associação entre a exposição a longo prazo relacionada com o tráfego à poluição do ar e incidência de eventos coronários não fatais e fatais, bem como posterior readmissão hospitalar e mortalidade entre os sobreviventes de infarto do miocárdio para os residentes de Roma durante o período de 1998 a 2000. Neste estudo, observaram que o risco relativo de incidência de eventos coronários pelo aumento de $10 \mu\text{g} / \text{m}^3$ de NO_2 foi de 1,03 e foram encontradas associações mais fortes em casos fatais (1,07) e internados sem risco de morte (1,08). Com isso, concluíram que a exposição à poluição do ar a longo prazo aumenta o risco de doença cardíaca coronária, particularmente em eventos fatais e a reinternação hospitalar ou mortalidade subsequente. Entre os sobreviventes não encontraram associação entre a poluição do ar e o tráfego.

Tonne et al. (2009) investigaram a relação entre a exposição a longo prazo ao tráfego e a ocorrência de infarto agudo do miocárdio em um estudo de caso-controle entre 1995 e 2003 em residentes de Massachusetts. Estimaram a relação entre a exposição ao tráfego e ocorrência do infarto por meio de regressão logística e verificaram que, um aumento no tráfego acumulado perto de sua residência foi associado com um aumento nas chances de ocorrência de IAM.

Outro estudo sobre a associação entre tráfego de veículos e doenças cardiovasculares é encontrado na pesquisa de Haberman e Gouveia (2012) que analisaram a associação entre indicadores de exposição à poluição por tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos no ano de 2007 no município de São Paulo. A exposição foi avaliada pela densidade de vias e volume de tráfego para cada distrito administrativo e foi estimada a associação entre esses indicadores de exposição e as taxas de mortalidade padronizadas, ajustando os modelos para variáveis socioeconômicas, número de serviços de saúde nos distritos e auto correlação espacial. Deste modo, foi verificado que a correlação entre densidade de vias e volume de tráfego foi modesta ($r^2 = 0,28$). Os distritos do centro apresentaram os maiores valores de densidade de vias. O modelo de regressão espacial de densidade de vias indicou associação com mortalidade por doenças do aparelho circulatório ($p < 0,05$).

Buadong et al. (2009) avaliaram os efeitos a curto prazo para a material particulado (PM_{10}) e ozônio (O_3), que foram associados com consultas hospitalares para doenças cardiovasculares (DCV CID10, I00-I99), no centro de Bangkok, Tailândia. Encontraram associação positiva à exposição do PM_{10} e O_3 e consultas hospitalares por doenças cardiovasculares em idosos e um aumento $10 \mu g / m^3$ na concentração de PM_{10} elevou o risco em 0,10%, e no mesmo aumento na concentração de O_3 , o risco aumenta em 0,50% em internações.

Fakhri et al. (2009) avaliaram o impacto da exposição ao ambiente com material particulado na função cardíaca medido pela variabilidade da frequência cardíaca (VFC) e outras variáveis como pressão e fizeram um estudo cruzado com 50 sujeitos (19 a 48 anos de idade). Estes foram randomizados para 2 horas de exposição controlada ao ar filtrado, partículas ambientais concentradas (CAPs), O_3 , ou combinados e ozônio (O_3) + CAPs. Verificaram a relação dose-resposta entre níveis máximos de concentração de massa e índices de VFC que parecia variar de acordo com a presença de O_3 . Esta heterogeneidade foi estatisticamente significativa para o componente da VFC ($p < 0,02$) de baixa frequência

e aumentava a frequência de acordo com o aumento da concentração de O_3 e a exposição ao CAPs + O_3 aumentou a pressão arterial (PA) diastólica em 2,0 mmHg ($p < 0,05$) e concluíram que a potenciação por O_3 e CAPs proporciona efeitos sobre a PA diastólica e, possivelmente, a VFC é de pequena magnitude em adultos jovens.

Tratando-se de partículas totais em suspensão (PTS), estão aquelas que podem ser definidas com o diâmetro aerodinâmico menor que 50 μm . Uma parte destas partículas é inalável e pode causar problemas à saúde, outra parte pode afetar desfavoravelmente a qualidade de vida da população, interferindo nas condições estéticas do ambiente e prejudicando as atividades normais da comunidade (CETESB, 2013). Assim, é importante verificar o estudo de Arbex et al. (2010), no qual estudaram tais partículas numa cidade do interior de São Paulo, porém, com uma característica muito forte no período estudado - a queima da palha da cana de açúcar.

Arbex et al. (2010) avaliaram a associação entre as partículas totais em suspensão (PTS) geradas a partir de cana-de-açúcar em chamas e a incidência de internações hospitalares de hipertensão na cidade de Araraquara-SP e analisaram por modelo de regressão de Poisson linear generalizado. Observaram que, um aumento de 10 $\mu g/m^3$ na concentração de PTS levou a um aumento de cerca de 12,5%, (nas internações hospitalares relacionados com hipertensão, durante o período de safra já no dia exposto e 2 dias seguintes, e que foi de quase 30% maior do que durante os períodos de não-colheita (9,0%) e concluíram que, apesar dos benefícios da redução da poluição atmosférica nas cidades urbanas obtidas com a utilização de etanol produzido a partir de cana-de-açúcar para energia de automóveis, foi encontrado um aumento de risco na saúde nas áreas em que a cana-de-açúcar é produzida e colhida.

Guo et al. (2010) estudaram os efeitos do risco à exposição a poluição do ar e as consultas do hospital de emergência por hipertensão em Pequim (China) durante 1 ano. No período analisado, ocorreram cerca de 1500 consultas por hipertensão. Verificaram que o aumento de 10 $\mu g/m^3$ no $PM_{2,5}$ foi associado a odds ratio (efeito global de cinco dias) com a hipertensão com de 1,084 (IC 95%:1,028; 1,139) e para o PM_{10} 1,060 % (IC 95 %: 1,020; 1,101) .

Chiarelli et al. (2011) estudaram a relação entre poluição do ar e da pressão arterial sistêmica em 19 controladores de tráfego durante os seus turnos de trabalho na cidade de Santo André-SP. Mediram a pressão arterial sistólica e diastólica a cada 15 min e verificaram que os níveis de aumentos interquartílicos de PM_{10} (33 $\mu g/m^3$) e O_3 (49 $\mu g/m^3$) foram associados com aumentos em todos os parâmetros de pressão arterial, variando entre 1,060 e 2,530 mmHg.

A concentração de PM_{10} foi associada com efeitos no lag0, principalmente sobre a pressão arterial sistólica, porém, o O_3 foi fracamente associado com pressão arterial diastólica.

Chiusolo et al. (2011) avaliaram a associação entre NO_2 e causas específicas de mortalidades - natural, cardíaca, e respiratória investigando características sócio demográficas individuais e crônicas/condições médicas agudas como potenciais modificadores de efeito em residentes em 10 cidades italianas em falecidos entre 2001 e 2005. Encontraram associações estatisticamente significativas com o aumento de $10 \mu g/m^3$ de concentração de NO_2 , um risco de cerca de 2% para mortalidade natural, cerca de 2,5% para a mortalidade cardíaca. Estas associações foram independentes dos aumentos de PM_{10} e O_3 . Relatam que algumas condições cardiovasculares (doença isquêmica do coração, distúrbios da condução cardíaca, insuficiência cardíaca) e diabetes apareceram para conferir uma forte susceptibilidade à poluição do ar.

A maioria dos estudos com este foco é feita em capitais ou municípios de grande porte, porém, existem alguns estudos que priorizam municípios de médio porte, onde existem algumas características que os gestores municipais deveriam se preocupar - a poluição.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) obtidos com o Censo 2010, as cidades de porte médio (com população entre 100 mil e 500 mil habitantes)são as que mais crescem no país.

Um exemplo destes estudos é encontrado na pesquisa de Nascimento e Francisco (2013), que estudaram os efeitos da exposição aos poluentes - material particulado, dióxido de enxofre e ozônio nas internações por hipertensão arterial através de um estudo ecológico realizado com dados de internações da cidade de São José dos Campos-SP, de 2007 a 2010, utilizando-se de modelo linear generalizado da regressão de Poisson e defasagens de até quatro dias. Identificaram associação significativa entre a exposição ao material particulado e a internação por hipertensão, com os riscos variando entre 1,009 e 1,019; e um aumento de $10 \mu g/m^3$ desse poluente aumenta o risco de internação em até 13%.

Nardocci et al. (2013) avaliaram o impacto da poluição do ar nas internações por doenças respiratórias e cardiovasculares em residentes do município de Cubatão-SP. Utilizaram-se modelos de séries temporais, testando como variáveis independentes as concentrações diárias de material particulado (PM_{10}); dióxido de enxofre (SO_2) e o ozônio (O_3). Como variáveis de controle a temperatura, umidade, dias da semana e feriados

Para cada incremento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , encontrou-se um aumento de internações cerca de 2,29% para doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos. O poluente SO_2 apresentou relação de 3,51% com as doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos e o aumento de 2,85% nas internações com as doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos com o aumento da concentração de O_3 .

Gavinier e Nascimento (2014) realizaram um estudo ecológico de série temporal com dados de internações por acidente vascular encefálico (CID-10 I.60-I.64), em indivíduos com 50 anos de idade ou mais, residentes no município de Sorocaba e encontraram associação entre exposição ao dióxido de nitrogênio e a internação por acidente vascular encefálico para o terceiro dia de defasagem.

A maioria dos estudos é de dados coletados por agências como a CETESB, em São Paulo, mas existem alguns trabalhos que estão utilizando dados estimados pelo Modelo CCATT-BRAMS, como os citados posteriormente, mas que enfocam associações com doenças respiratórias.

No estudo em Piracicaba, para estimar a associação entre exposição a material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças, foram encontrados os seguintes resultados cujos riscos relativos foram $\text{RR} = 1,008$ ($\text{IC}_{95\%}$: 1,001;1,016) para o lag 1 e $\text{RR} = 1,009$ ($\text{IC}_{95\%}$:1,001;1,017) para o lag 3; e o incremento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado com menos de 2,5 micra de diâmetro implicou aumento no risco relativo entre 7,9 e 8,6 pontos percentuais (CESAR et al., 2013).

Outro trabalho com dados estimados pelo CCATT BRAMS ocorreu em Cuiabá, onde os efeitos da exposição ao material particulado fino da queima de internações por doenças respiratórias em crianças e idosos foram analisados em 2005 na pesquisa de Silva et al.(2013), que encontraram associação apenas para as crianças e não para os idosos.

César et al. (2015) estudaram os efeitos da exposição ao NO_x e a mortalidade devido a doenças respiratórias em moradores de Taubaté-SP de todas as idades e de ambos sexos em um modelo com $\text{PM}_{2,5}$, O_3 e CO . Esses pesquisadores encontraram associação do poluente $\text{PM}_{2,5}$ com tais doenças apenas no lag 1. Outros resultados foram encontrados, como a associação no lag 4 dos poluentes CO , O_3 e NO_x . Vale ressaltar que as concentrações dos poluentes também foram coletadas por meio do Modelo CCATT-BRAMS.

Outra pesquisa que utilizou concentrações de poluentes do ar estimados por modelo matemático para identificar associações com doenças respiratórias (CID-10 J00 a J99) foi em Roman et al. (2015) que encontraram associação apenas com NOx no lag 1 e no lag 4 em residentes em Taubaté, SP e perceberam que a utilização de dados estimados por modelo matemático identificou associação entre exposição aos poluentes do ar e as internações por doenças respiratórias, permitindo a utilização deste modelo em cidades onde não existam estações medidoras de poluentes do ar.

Na literatura, são encontrados alguns estudos que avaliam os efeitos da exposição aos poluentes de acordo com o gênero e sugerem hipóteses sobre a diferença entre gêneros da associação entre exposição a tais poluentes e doenças cardiovasculares.

Martins et al. (2006) investigaram a estrutura de defasagem entre exposição à poluição do ar e internações hospitalares por doenças cardiovasculares em idosos, separada por gênero na cidade de São Paulo. Encontraram as variações interquartis de $PM_{10} = 26,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e foram associados com aumentos de 3,17% nas internações por insuficiência cardíaca congestiva e um aumento na concentração de $SO_2 = 10,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 0,89% para internações de todas as doenças cardiovasculares no dia da exposição quando são estudados ambos gêneros, mas encontraram que os efeitos foram predominantemente agudos e maiores para o gênero feminino.

Dimith-Ward et al. (2006) avaliaram diferenças de gênero na morbidade respiratória com base em pesquisas de trabalhadores de hospitalidade, técnico de radiologia e terapeutas respiratórios. Os dados estavam disponíveis a partir de inquéritos e-mail de 850 trabalhadores da indústria de hospitalidade (taxa de participação de 73,9%; 52,6% feminino), 586 radiógrafos (taxa de participação de 63,6%; 85% do sexo feminino), e 275 terapeutas respiratórios (taxa de participação de 64,1%; 58,6% do sexo feminino). Tabulações cruzadas por sexo foram avaliadas por análise qui-quadrado e regressão logística. Verificaram que as mulheres tiveram maior morbidade respiratória para os sintomas associados à falta de ar, enquanto os homens geralmente tinham uma maior prevalência de catarro.

É nesse contexto que essa pesquisa foi ao encontro de estudar os efeitos da exposição ao material particulado ($PM_{2,5}$) combinado com dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono e ao ozônio, e se existe diferença quando se estratifica por sexo em relação às internações por Infarto do Miocárdio e outras doenças isquêmicas do coração.

3 OBJETIVOS

Tendo em vista a necessidade de quantificar os poluentes em municípios que não possuem agências ambientais para conseguir verificar a associação com doenças causadas pela poluição, esse trabalho tem como objetivo estimar a associação entre a exposição aos poluentes O_3 , CO , NO_2 , em especial o $PM_{2,5}$ (estimados pelo Modelo CCATT-BRAMS) e o número de internações por Infarto Agudo do Miocárdio e outras doenças isquêmicas do coração em pessoas internadas/residentes em São José do Rio Preto, SP e calcular o efeito do acréscimo na concentração de $PM_{2,5}$ no número de internações hospitalares.

4 MÉTODOS

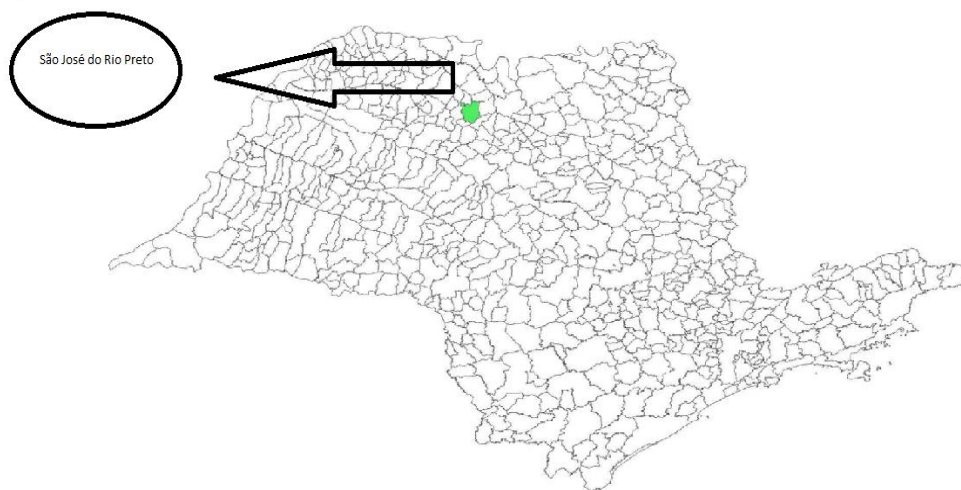
4.1. LOCAL DE ESTUDO

O município escolhido é São José do Rio Preto, está localizado no interior do estado de São Paulo, noroeste da capital do estado, distando desta cerca de 440 km. Pertence à mesorregião e microrregião de mesmo nome. É cortado por rodovias de muito movimento do Brasil - Rodovia Washington Luiz e Transbrasiliana (PREFEITURA DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO, 2016). Foi escolhido por ser um município de porte médio que fica entre rodovias de grande movimento, por ter uma alta frota automobilística e por localizar-se em uma região canavieira, fazendo com que todos esses fatores façam aumentar os índices de poluição que podem causar efeitos deletérios à saúde.

É um dos principais polos industriais, culturais e de serviços do interior de São Paulo. Situa-se junto à bacia hidrográfica do Rio Grande, pertencendo à sub-bacia do Rio Preto, cujo rio banha a cidade. Apresenta uma altitude média de 489 metros, tendo ainda em seu território várias sub-bacias de pequenos e médios córregos com papéis importantes em sua configuração. Limita-se com os municípios de Ipiranga e Onda Verde, a norte; Guapiaçu e Cedral, a leste; Bady Bassitt, a sul; e Mirassol, a oeste. Suas coordenadas geográficas são 49° 22' oeste e 20° 49' sul. A área do município é de 431,3 km² (PREFEITURA DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO, 2016).

O mapa do estado de São Paulo e a localização de São José do Rio Preto é apresentado na figura 5:

Figura 5 - Mapa do Estado de SP e localização do município de São José do Rio Preto



Fonte IBGE (2015)

A população no ano de 2010, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, era de 408.258 habitantes, sendo então o décimo segundo mais populoso de São Paulo e primeiro de sua mesorregião. A Fundação Seade estimou para 2013, cerca de 421 mil habitantes.

A região administrativa de São José do Rio Preto (RASJRP) abrange 96 municípios. Segundo a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados-SEADE, a população estimada em 2013 desses municípios era 1,5 milhão. As cidades de São José do Rio Preto, Mirassol, Guapiaçu, Bady Bassit, Ipiguá e Cedral estão em processo de conurbação e somam cerca de 523.000 habitantes. Destacam-se as cidades de Catanduva e Votuporanga com aproximadamente 114.000.

A principal cultura agrícola é a cana-de-açúcar. Em 2012, segundo o projeto CANASAT-Mapeamento de Cana Via Imagens de Satélite do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE, os canaviais ocupavam 674.513 hectares (26,7% da área disponível) dos quais 166.652 hectares (24,3%) foram submetidos à queima como facilitador da colheita.

A maior área de cana queimada situa-se em Novo Horizonte, pertencente à RASJRP e localizado a cerca de 90 km do município de São José do Rio Preto.

A sede tem uma temperatura média anual de 23,6°C e na vegetação do município predomina uma formação arbórea esparsa. Em relação à frota automobilística, em fevereiro de 2013 foram contabilizados mais de 324.000 veículos.

Possui uma taxa de urbanização da ordem de 94,08%. O município contava, em 2009, com 157 estabelecimentos de saúde. O seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é de 0,834, considerado como elevado em relação ao estado.

Abaixo, encontra-se a figura 6 que mostra uma parte do município de São José do Rio Preto-SP.

Figura 6 Foto de São José do Rio Preto-SP



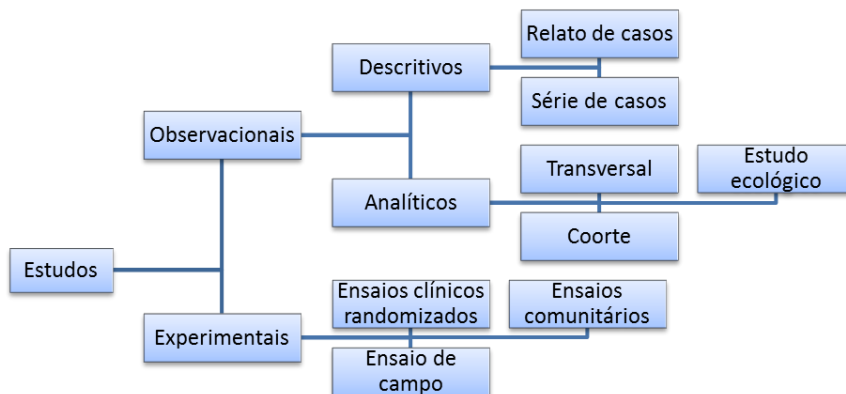
Fonte - Prefeitura de São José do Rio Preto (2016)

4.2 ESTUDO ECOLÓGICO

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 ser classificados quanto à sequência temporal do levantamento, exposição e efeitos.

Dentre eles podemos citar os estudos observacionais e experimentais. O estudo utilizado é do tipo ecológico, que é um estudo observacional e analítico. Os tipos de estudos epidemiológicos são mostrados na Figura 6:

Figura 7 Tipos de estudos epidemiológicos



Fonte - adaptado (SOUZA ; CORRER , 2013)

O chamado estudo ecológico, cujo desenho se orienta para a observação de populações de diferentes locais para pesquisa de associação de eventos, vem se tornando o principal delineamento para estudos envolvendo a poluição do ar e saúde (GOUVEIA; FLETCHER, 2000, TADANO, 2007; GAVINIER; NASCIMENTO, 2014)

A partir dos dados ecológicos sobre exposição e frequência da doença poderá ocorrer a análise utilizando métodos estatísticos, a associação entre a doença e determinados fatores e, também, calcular estimativas de medidas de efeito como risco relativo ou a diferença de riscos. Os métodos mais utilizados são os vários tipos de regressões.

Barbosa (2009) relata as principais vantagens e desvantagens dos estudos ecológicos. Como vantagens, ressalta a possibilidade de usar variadas fontes de dados secundários, a rapidez com que se podem obter resultados e o fato de serem de baixo custo, além disso, permitem analisar determinadas questões mesmo que não seja possível estudar as populações a nível individual, por razões financeiras ou temporais. É de suma importância quando se pretende avaliar o impacto de determinados processos de mudança social ou intervenções na comunidade. E como desvantagens dos estudos ecológicos, mostra que, como são utilizados dados secundários, estes podem estar incompletos, com ausência de informação sobre a distribuição conjunta do fator em estudo e dos cofatores da causa; por último, mas não menos importante, é que na análise ecológica certas variáveis, como fatores sócio demográficos e ambientais, tendem a estar mais fortemente correlacionados entre si do que em análises de base individual. Esse fenômeno, chamado de colinearidade, resulta numa grande dificuldade em separar, estatisticamente, os efeitos específicos dessas variáveis.

4.3 COLETA DE DADOS

4.3.1 Dados estimados Poluentes

Os dados estimados são as concentrações dos poluentes, que foram fornecidas para essa pesquisa pelo Modelo CCATT-BRAMS de 01/01/2012 a 31/12/2012 em São José do Rio Preto, SP. Foi escolhido o ano de 2012 pois foi o período que menos teve dados faltantes.

Todas as tabelas e figuras apresentadas na seção Resultados e Discussão se referem a esse período.

4.3.2 Dados sobre internações de doenças cardiovasculares.

Os dados foram coletados no site do DATASUS com o seguinte procedimento -

SERVIÇOS >

TRANSFERÊNCIA DE ARQUIVOS >

SIHSUS>

DADOS>

RD (AIH REDUZIDO) >

selecionar o ANO>

selecionar o ESTADO>

selecionar os MESES.

Figura 8 Tela da coleta de dados através do DATASUS

www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0901&item=1&acao=25

O DATASUS

- Informações de Saúde (TABNET)
- Informações de Saúde (BI)
- Informações Financeiras
- Tabelas e Aplicativos
- Serviços**
 - Transferência de Arquivos
 - Capacitação
 - Catálogo
 - Fórum de Debates
 - FORMSUS
 - RNIS

Nº de acessos
2 5 4 0 5 2 3 2

Arquivos de Dados | Arquivos de Programas | Arquivos de Textos | Tabela de CEP | Tabelas do AIH

Download do TabWin | Arquivos de definições para tabulação

CONSULTA

SIHSUS

Selecione uma ou mais modalidades de Arquivos para Download:

Arquivos Auxiliares de Tabulação
Dados
Documentação

Selecione um ou mais tipos de Arquivo

Selecione o Ano: 2014 2013 2012

Arquivos para Download

☐ Marcar Todos Selecionados:

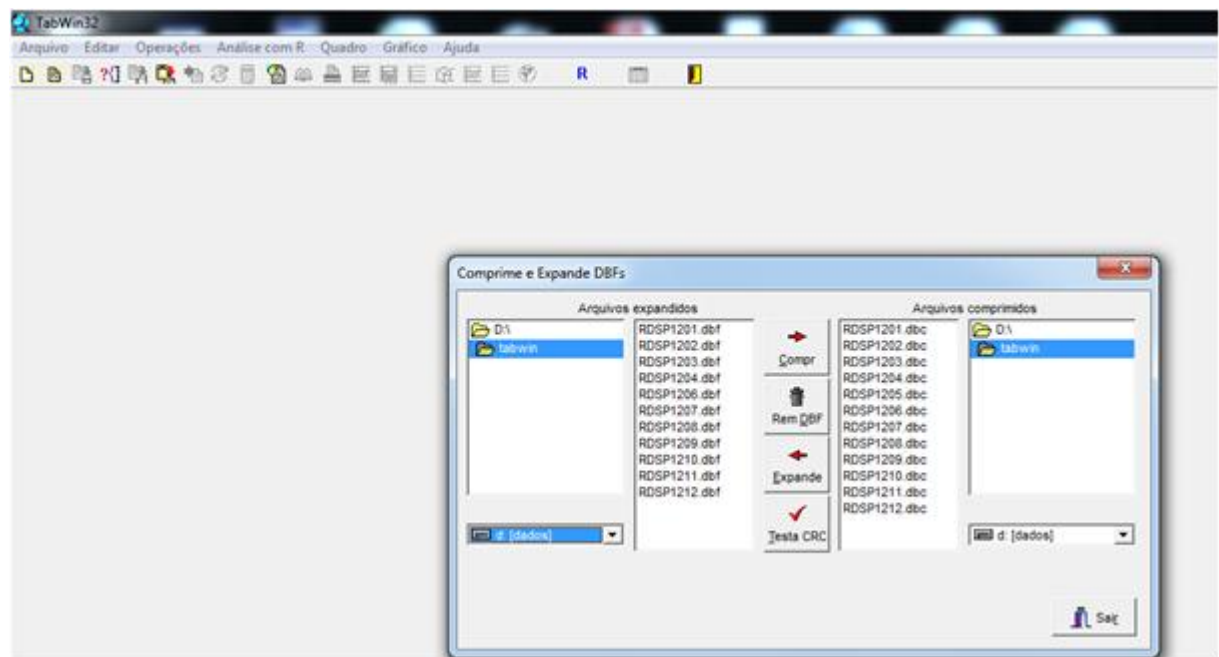
Digitar o nome do arquivo para compactação com a extensão (.zip ou .rar):

Mês/Ano	Arquivo	Data Últ. Atualização	Tamanho
☐ 12/12	RDSF1212.dbc	01/11/13	13,03 MB
☐ 01/12	RDSF1201.dbc	01/11/13	13,25 MB

Fonte - DATASUS (2013)

Depois de fazer o *download* no arquivo em .dbc. O TABWIN possui recursos para comprimir arquivos de dados no formato dbf, para que se tornem menores e ocupem menos espaço em disco. Esses arquivos comprimidos assumem o formato dbc (compactador foi desenvolvido pelo DATASUS), desse modo é preciso ir em ARQUIVOS no TABWIN e ir no “Comprime/Expand e .dbf” e aparecerá a janela abaixo.

Figura 9 - Tela de compressão/expansão de arquivos dbc e dbf.



Fonte - DATASUS (2013)

A planilha em .dbf pode ser aberta pelo Excel. Na planilha gerada, muitas variáveis são acessadas e é preciso “limpar” o banco de dados, filtrando o município de São José do Rio Preto (código do município - 354980) com o filtro das doenças cardiovasculares citadas - Infarto Agudo do Miocárdio e doenças isquêmicas; deixa-se apenas a data de início da internação, o tempo de internação, o sexo (1 para sexo masculino e 3 para sexo feminino) e a idade. Após isso, é preciso utilizar uma tabela dinâmica para contabilizar o número de internações por dia.

Figura 10 - Arquivo dbf aberto no Excel

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	
UF_ZI	ANO	MES	CGC_HOSP	N_AIH	IDENT	CEP	MUNIC	NASC	SEXO	UT	UT	UT	UT	UT	UT	UT	UT	UT	UT	UT	DIA	QT	PROC_SOLU	PROC_REA	VAL_SH	VAL_SP	VAL_SADT
350000	2012	01	14	55348866000341	3511125568291	1	19360000	354770	19610316	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0303170107	0303170107	731,60	66,00	0,00
350000	2012	01	14	55348866000341	3512103297274	1	19010062	354140	19531031	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0303170107	0303170107	402,38	36,30	0,00
350000	2012	01	14	55348866000341	3512103297296	1	19042400	354140	19540221	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0303170107	0303170107	36,58	3,30	0,00
350000	2012	01	01	72699119000105	3512100079620	1	17930000	355510	19770420	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0411020013	0411020013	109,21	70,41	0,00
350160	2012	01	05	43266220000174	3511112326140	5	13456038	354580	19650914	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0303170093	0303170093	43,73	5,97	0,00
350160	2012	01	03		3511122790440	1	13478640	350160	19691006	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0303170050	0303170050	516,49	39,44	0,00
350160	2012	01	03		3511122790450	1	13472280	350160	20111106	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0303070072	0303070072	851,38	140,97	0,00
350160	2012	01	03		3511122790461	1	13478640	350160	19350013	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0308010019	0308010019	178,12	29,21	0,00	
350160	2012	01	03		3511122790472	1	13478640	350160	19410917	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0303060212	0303060212	1729,10	86,61	0,00	
350170	2012	01	02		3512105160696	1	14820000	350170	19880111	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0411010034	0411010034	435,68	221,23	0,00
350170	2012	01	02		3512105160729	1	14820000	350170	19840920	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0411010034	0411010034	395,68	221,23	0,00
350170	2012	01	03		3512105160575	1	14820000	350170	19840223	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0303100044	0303100044	109,45	23,99	0,00
350190	2012	01	05	43464031000459	3511122763918	5	13820000	352470	19511009	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0303170093	0303170093	393,58	53,73	0,00
350190	2012	01	05	43464031000459	3511122763929	1	13960000	355210	19830403	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0303170093	0303170093	524,77	71,64	0,00
350190	2012	01	05	43464031000459	3511122763929	5	13960000	355210	19830403	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	0303170093	0303170093	1355,67	185,07	0,00
351960	2012	01	01	49270671000161	3511125443750	1	14940000	351960	19650607	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0407020039	0407020039	277,59	161,03	0,00
351960	2012	01	01	49270671000161	3511125443760	1	14900000	352270	19470330	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0408050055	0408050055	8964,15	271,19	0,00
352040	2012	01	07		3512105011371	1	11630000	352040	20110928	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0301060010	0301060010	51,65	11,62	0,00
353430	2012	01	03	53311999000156	3512104290145	1	64325000	220350	19341022	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0303070102	0303070102	355,52	53,58	0,00
353430	2012	01	03	53311999000156	3512104290332	1	14620000	353430	19480419	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0303140046	0303140046	509,68	25,71	0,00
353550	2012	01	01	53638649000107	3512103523599	1	19700000	353550	19791117	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0408010134	0408010134	99,33	66,66	0,00
354980	2012	01	01	59981712000181	3512100911374	1	15070030	354980	20080102	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0404010032	0404010032	153,31	183,91	0,00
354980	2012	01	01	59981712000181	3512100911385	1	15047104	354980	19650510	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0415010012	0415010012	1245,87	478,46	0,00
354980	2012	01	01	59981712000181	3512100911407	1	15043150	354980	19421223	3	0	0	0	1,75	0	0	0	0	0	0	0	2	0407030026	0407030026	925,13	316,41	0,00

Fonte - DATASUS (2013)

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

4.4.1 Modelos de Contagem

Os modelos dirigidos pelas observações se tornou uma importante ferramenta na modelagem de séries temporais de contagens dentro dos estudos de poluição atmosférica. Dentre esses modelos, um dos mais utilizados para esses fins, o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) utilizado nessa pesquisa.

Existem problemas que 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, cardiovasculares, etc.

Para verificar a associação entre o número de internações por Infarto do Miocárdio e os poluentes (Ozônio, Material Particulado (PM_{2,5}), monóxido de carbono e dióxido de nitrogênio) serão realizadas análises através Regressão de Poisson.

A análise de regressão que envolve apenas uma variável explicativa é chamada de regressão simples, enquanto a análise envolvendo duas ou mais variáveis explicativas é denominada regressão múltipla (HAIR JR. et al., 2005).

A regressão linear múltipla é dada pela Equação 13:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n + \varepsilon \quad (13)$$

onde y é a variável resposta e x_i ($i = 1, 2, \dots, n$) são as variáveis explicativas. β_0 representa o valor de y quando as variáveis explicativas são nulas, os termos β_i são chamados de coeficientes de regressão e o resíduo (ε) é a diferença entre os valores reais e os previstos da variável resposta, que é assumido normalmente distribuído com média zero e variância σ^2 (HAIR JR. et al., 2005).

O objetivo da análise de regressão linear múltipla, assim como de todos os tipos de regressão, é encontrar uma equação (chamada de equação de regressão, variável estatística de regressão ou modelo de regressão) que preveja da melhor maneira possível a variável resposta a partir de uma combinação das variáveis explicativas, ou seja, deseja-se encontrar os valores dos β 's que melhor se ajustem aos dados do problema (HAIR JR. et al., 2005).

Nem sempre é possível aplicar um modelo de regressão linear em estudos epidemiológicos, como, por exemplo, estudos sobre o impacto da poluição atmosférica na saúde populacional, devido ao caráter não linear da variável resposta. Nestes casos, geralmente utilizam-se as classes de modelos que oferecem uma poderosa alternativa para a transformação de dados, chamadas de modelos lineares generalizados (GLM) e modelos aditivos generalizados (GAM) (SCHMIDT, 2003).

O modelo de regressão de Poisson é um tipo específico dos MLG e MAG que teve origem por volta de 1970, quando Wedderburn, em 1974, desenvolveu a teoria da quasi-verossimilhança, analisada por McCullagh (1983).

Os modelos lineares generalizados (GLM) representam a união de modelos lineares e não lineares com uma distribuição da família exponencial, formada pela distribuição Normal, Poisson, Binomial, Gama, Normal Inversa e incluem modelos lineares tradicionais (erros com distribuição normal), bem como modelos logísticos (SCHMIDT, 2003). Desde 1972, inúmeros trabalhos relacionados a modelos lineares generalizados foram publicados, resultando em diversas ferramentas computacionais, como por exemplo, GLIM (Generalized Linear Interactive Models), S-Plus, R, SAS, STATA, bem como extensões desses modelos (PAULA, 2004).

Os GLM são definidos por uma distribuição de probabilidade, membro da família exponencial de distribuições, e são formados pelas componentes aleatória e sistemática (McCULLAGH; NELDER, 1989; TADANO et al, 2006a).

A componente aleatória (n variáveis explicativas $y_1, \dots, y_n$) de uma variável resposta que segue uma distribuição da família exponencial com valor esperado $E(y_i) = \mu$ e a componente sistemática compõe uma estrutura linear para o modelo de regressão.

$$\eta = \beta X^T, \text{ chamado de preditor linear, onde } X^T = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ip}) \quad (14)$$

A função de ligação é função monótona e diferenciável g , chamada de função de ligação, capaz de conectar as componentes aleatória e sistemática, ou seja, relaciona a média da variável resposta (μ) à estrutura linear, definida nos MLG por $g(\mu) = \eta$, onde relembrando a equação a seguir, conforme Tadano (2007)

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n + \varepsilon \quad (15)$$

$$\eta = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

O coeficiente de regressão $\beta = \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ representa o vetor de parâmetros a ser estimado (McCULLAGH; NELDER, 1989).

Na Tabela 2, cada distribuição tem uma função de ligação especial, chamada de função de ligação canônica que ocorre quando $\eta = \theta_i$, onde θ é o chamado parâmetro de localização ou parâmetro canônico (McCULLAGH; NELDER, 1989).

Tabela 2 - Distribuição de probabilidade e sua função de ligação

distribuição	Função de ligação canônica (η)
Normal	μ
Poisson	$\ln(\mu)$
Binomial	$\ln \{\mu/(1 - \mu)\}$
Gamma	μ^{-1}
Gaussiana Inversa	μ^{-2}

O modelo aditivo generalizado (GAM) pode ser entendido 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 (MCCULLAGH; NELDER, 1989).

A função de ligação que é definida pela distribuição adotada permite que a relação entre a variável resposta e as covariáveis do tipo linear através de uma função monótona crescente e diferenciável, de acordo com as equações mostradas no APÊNDICE A.

4.4.2. Risco Relativo

O risco relativo (RR) foi estimado com a fórmula abaixo:

$$RR = \exp(\beta), \quad (16)$$

onde β é o coeficiente GAM, que o modelo da Regressão de Poisson forneceu. Foi calculado também o intervalo de confiança (IC95%) para o RR.

Além disso, foi estimado o efeito do acréscimo no número de internações hospitalares, dependendo do aumento nos níveis de poluição do ar utilizando-se a diferença interquartílica do $PM_{2,5}$ por meio da fórmula:

$$AP = (\exp(\beta \cdot \Delta \text{poluente}) - 1) * 100 \quad (17)$$

onde $\Delta \text{poluente}$ é o valor do poluente no 3º quartil (25% dos dias mais poluídos) menos o valor do poluente no 1º quartil (25% dos dias menos poluídos).

Os estudos sobre poluentes indicam que os efeitos deletérios ocorrem não apenas no primeiro dia à exposição, mas durante alguns dias. Devido a esse consenso entre os pesquisadores, será utilizado até o lag 7 (7 dias após a exposição), mesmo porque não existe uma conduta padronizada para esta janela.

Foi calculada a Razão Atribuível Proporcional (RAP) a partir da fórmula $RAP = 1 - 1/RR$, onde RR = risco relativo com aumento, para verificar a porcentagem de internados devido aos poluentes.

Após calcular a RAP, foi calculada a Fração Atribuível proporcional, calculada a partir da fórmula $FAP = RAP * \text{número de internações por categoria}$, para verificar o número de internados devido aos poluentes.

E também, foi calculada a estimativa de gastos pelo SUS, a partir da fórmula $\text{Gastos} = \text{FAP} \times \text{custo por internação}$ de cada categoria. No caso do sexo feminino, custo por internação = R\$ 3.892,00 e para o sexo masculino = R\$ 4.920,00; e quando é analisada a categoria de ambos os sexos, o custo foi de R\$ 4.512,00.

Para estimar a correlação entre poluentes, variáveis climáticas e internações do sexo masculino, feminino e ambos sexos, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson (R) e para determinar qual a porcentagem da variável resposta é explicada pelo modelo proposto, foi calculado o coeficiente de determinação (R^2) nos lags em que associação foi encontrada de acordo com o sexo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período de 01/01/2012 a 31/012/2012 em São José do Rio Preto, ocorreram 1479 internações por Infarto Agudo do Miocárdio e outras doenças isquêmicas do coração, sendo 566 (38,3 %) no sexo feminino e 913 (61,7 %) no sexo masculino.

As estatísticas descritivas dos poluentes da variável meteorológica e do número de internações encontram-se na Tabela 3:

Tabela 3 Valores médios e respectivos desvios padrões, Mínimo, Máximo e Diferença Interquartilica das variáveis estudadas de São José do Rio Preto, 2012.

variáveis	Média (dp*)	mínimo-máximo	(DIQ**)
O ₃ (ppb)	36,7 (11,2)	7,5-86,5	15,1
PM _{2,5} (µg/m ³)	18,6 (2,9)	13,2-33,6	3,1
CO (ppb)	173,2 (41,2)	86,8-382,2	51,8
NO ₂ (ppb)	3,0 (2,8)	0,8-23,1	1,3
Temperatura (°C)	20,5 (4,1)	7,7-30,7	5,3
Umidade (%)	71,1 (15,8)	23,7-98,9	19,6
Internações Sexo Masculino (por dia)	2,5 (1,9)	0-10	2,8
Internações- Sexo Feminino (por dia)	1,5 (1,3)	0-6	1
Total de internações por dia (ambos)	4,1 (2,5)	0 – 15	3

*dp - desvio padrão

**DIQ - Diferença Interquartilica

A diferença interquartílica do poluente $PM_{2,5}$ utilizada para o cálculo do incremento de internações foi de $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pois quando foi utilizado um incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o aumento nas internações foi excessivo.

A seguir, encontra-se a tabela de coeficientes de correlação de Pearson.

Tabela 4 Coeficientes de correlação de Pearson entre poluentes, variáveis climáticas e internações por sexo

	Masc	Fem	Ambos	O ₃	PM _{2,5}	CO	NO ₂	temperatura	umidade
Masc	1	0,24*	0,87*	-0,06	-0,11*	-0,15*	-0,05	-0,07	-0,1
Fem		1	0,69*	0,01	-0,04	-0,07	-0,07	-0,04	-0,08
Ambos			1	-0,04	-0,1	-0,14*	-0,07	-0,07	-0,12*
O ₃				1	0,25*	0,33*	0,1	0,31*	-0,35*
PM _{2,5}					1	0,83*	0,67*	-0,28*	0,24*
CO						1	0,38*	0,07	0,34*
NO ₂							1	-0,42*	0,23*
temperatura								1	-0,15*
umidade									1

*p-valor < 0,05

A partir da tabela acima, verifica-se que o O₃ se relaciona positivamente com PM_{2,5}, CO e temperatura, e negativamente com a umidade. O PM_{2,5} se relaciona positivamente com CO, NO₂ e umidade, e negativamente com a temperatura. O CO se relaciona positivamente com NO₂ e a umidade, e o NO₂ se relaciona com a umidade positiva e negativamente com a temperatura.

Koken et al. (2003) pesquisaram em Denver alguns desses poluentes. Verificaram que o O₃ também apresentou correlação positiva e também o material particulado possui uma relação forte e positiva com outros poluentes, concordando com os resultados de nossa pesquisa. Porém, encontraram que o PM₁₀ se relaciona positivamente com a temperatura e não se relaciona com o O₃, o que difere dos resultados encontrados nessa pesquisa, possivelmente porque o material particulado deve ter adsorvido outros materiais, já que o é em outro país, e é válido ressaltar que nossos dados são estimados e os dados de Koken et al. (2003) foram extraídos da Agência de Controle Ambiental (EPA).

Verifica-se também a correlação negativa entre as internações do sexo masculino e a exposição ao PM_{2,5} e CO, mostrando um efeito paradoxal desses poluentes, ou seja, possuem um inexplicável efeito protetor. E o NO₂ não apresenta correlação com as internações do sexo masculino, feminino e para ambos os sexos.

Nota-se que o Ozônio tem um comportamento estável em torno da média e em julho tem um aumento em sua concentração, enquanto que a umidade diminui. Em setembro, a umidade aumenta e a concentração de ozônio diminui. Percebe-se, também, que em 59 dias do ano, que corresponde a 16% do ano, a concentração de O_3 esteve maior que $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (46,7 ppb), concentração em que a CETESB classifica como uma qualidade do ar N_2 = moderada.

Por outro lado, pode-se notar ainda que de março a julho, a concentração de $PM_{2,5}$ aumenta na série estudada em São José do Rio Preto, SP.

Verificaram-se 11 dias de nível moderado e o restante de qualidade boa, o que significa que em 3% do ano o poluente $PM_{2,5}$ está acima de $25 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$.

Nas figuras a seguir são mostradas as séries temporais das concentrações de O_3 , $PM_{2,5}$, CO e NO_2 durante o ano de 2012, São José do Rio Preto, SP.

Figura 11 - Série temporal do poluente O_3 , São José do Rio Preto, SP (limite segundo a OMS é de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 46,7 \text{ ppb}$ -Qualidade do ar boa)

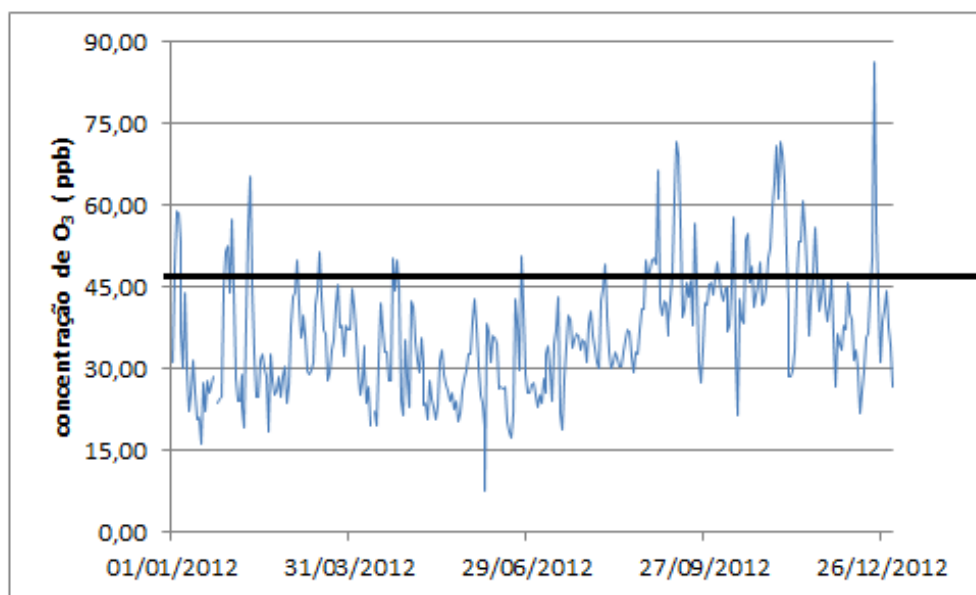


Figura 12 - Série temporal do poluente $PM_{2,5}$, São José do Rio Preto, SP (limite segundo a OMS qualidade do ar boa, quando concentração do $PM_{2,5} < 25\mu g/m^3$)

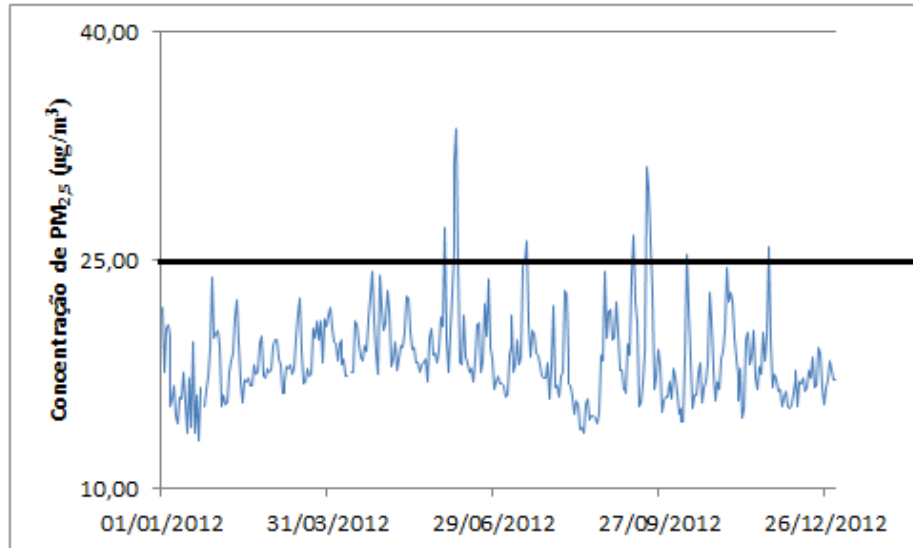


Figura 13 - Série temporal do poluente CO, São José do Rio Preto, SP

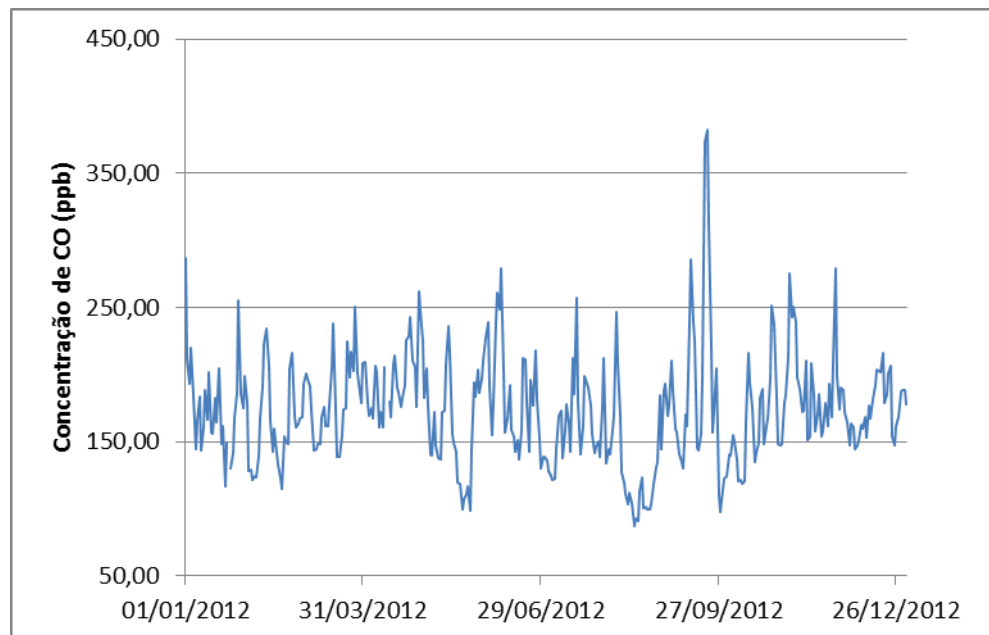


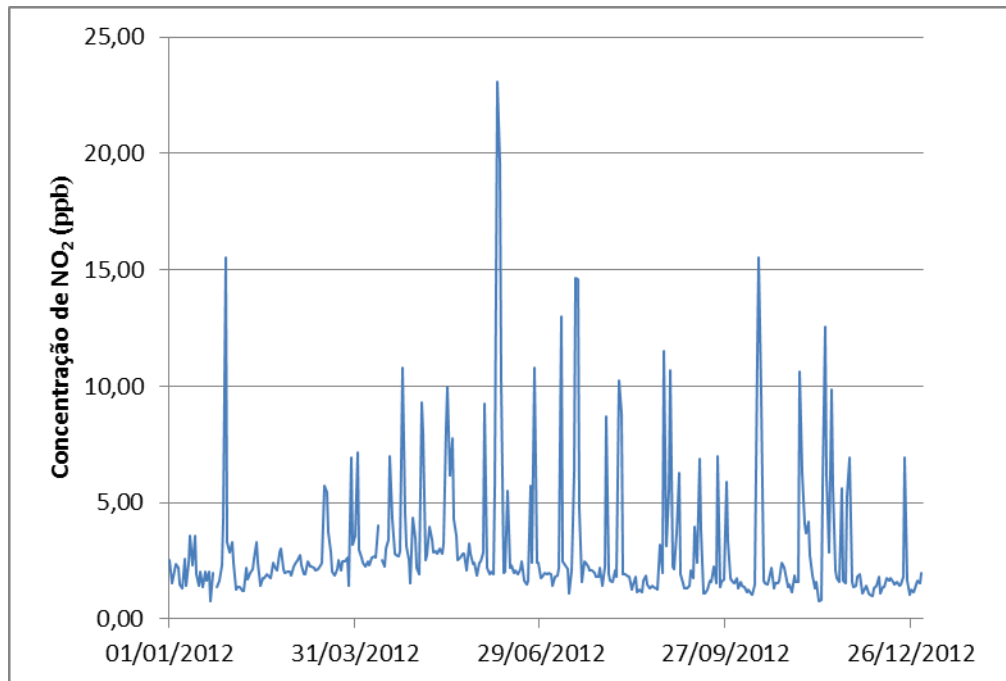
Figura 14 - Série temporal do poluente NO₂, São José do Rio Preto, SP

Figura 15 - Séries temporal da temperatura, São José do Rio Preto, SP

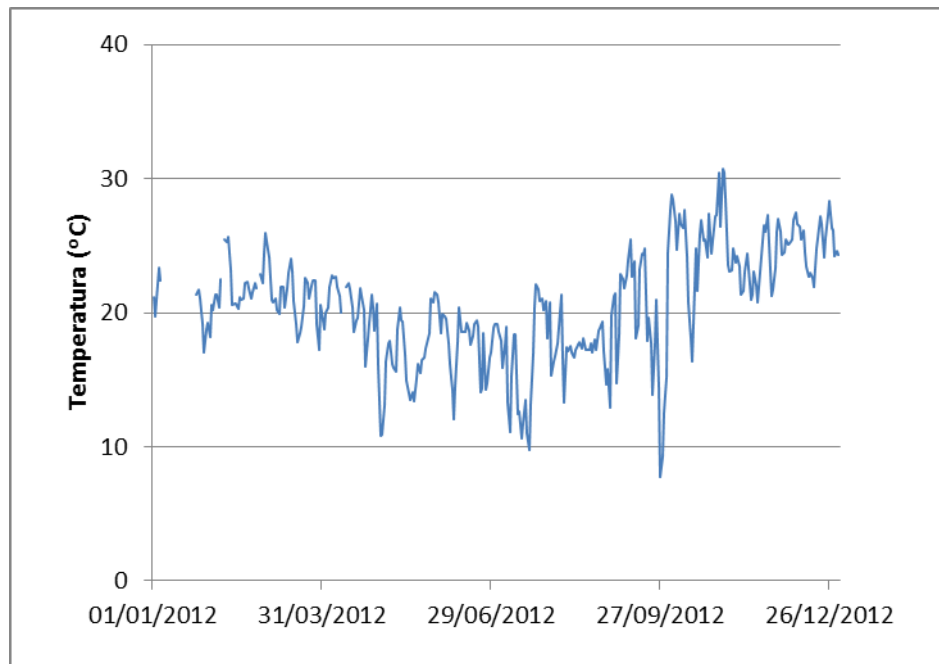
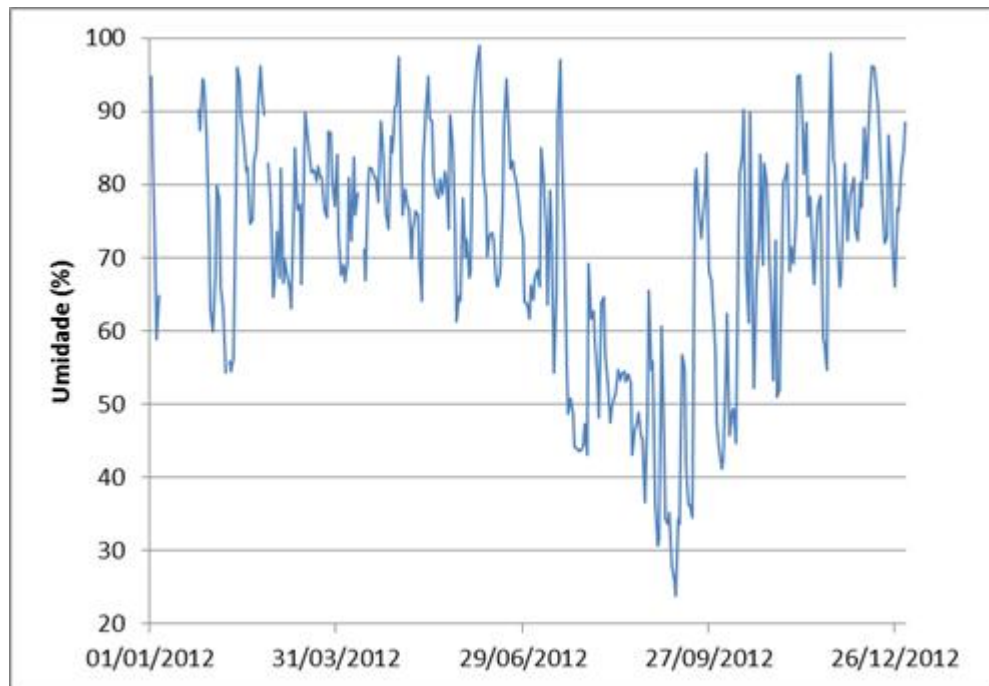


Figura 16 - Séries temporal da umidade (%), São José do Rio Preto, SP



Foi realizada a análise utilizando a Regressão de Poisson para estimar a associação dos poluentes do ar (material particulado ($PM_{2,5}$), ozônio (O_3), e monóxido de carbono (CO)) e o número de internações por IAM e outras DIC.

A cada análise, chamou-se de Modelo, como é explicado abaixo -

- Modelo 1 - modelo unipolvente com $PM_{2,5}$, sempre ajustado pela temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.
- Modelo 2 - A próxima etapa foi analisar o efeito do $PM_{2,5}$ quando está com outro poluente. Assim, além das variáveis já citadas – sazonalidade, dia de semana, temperatura e umidade – foi acrescentado o poluente O_3
- Modelo 3 - Na próxima etapa, foi estudado o modelo utilizando o $PM_{2,5}$, CO , temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.

- Modelo 4 - Numa próxima etapa, o modelo utilizado foi PM_{2,5}, NO₂, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.
- Modelo 5 - Essa etapa estudou os efeitos do PM_{2,5}, ajustado por CO, O₃, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.
- Modelo 6 - foi proposto verificar a associação da exposição do PM_{2,5} ajustados por NO₂, CO, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.
- Modelo 7 - foi proposto verificar a associação da exposição do PM_{2,5} ajustados por NO₂, O₃, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.
- Modelo 8 - foi proposto verificar a associação da exposição do PM_{2,5} ajustados por CO, NO₂, O₃, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana.

Modelo 1

Na primeira análise, verificou-se o coeficiente do modelo unipolvente com PM_{2,5} no modelo unipolvente, sempre ajustado pela temperatura, umidade, sazonalidade e dia da semana mostrados na tabela 5:

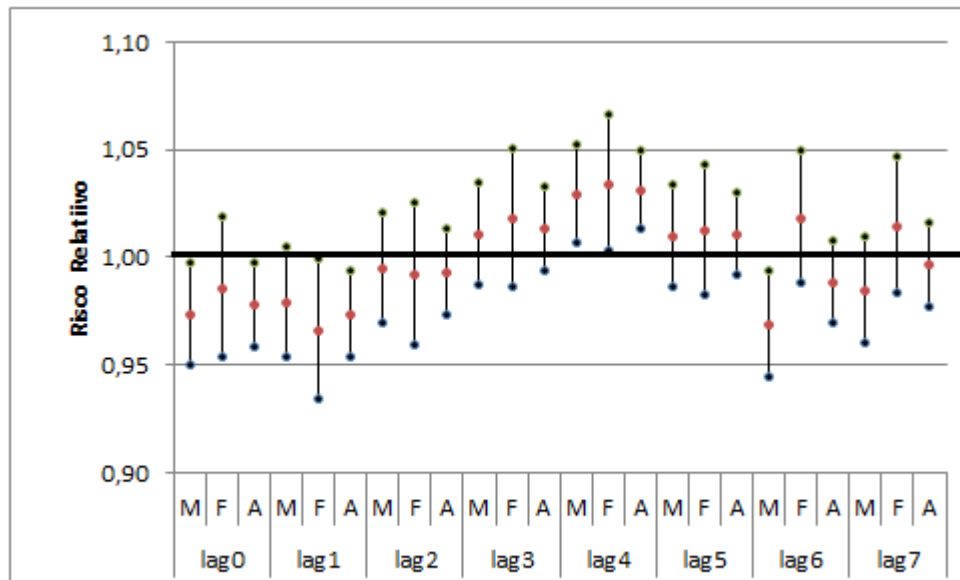
Tabela 5 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 1- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto, SP.

Lags	GAM (EP) Masculino	GAM (EP) Feminino	GAM (EP) Ambos
lag0	-0,02668 (0,012609)	-0,01409 (0,016674)	-0,02217(0,01005)
lag1	-0,02124 (0,01330)	-0,03412 (0,01728)	-0,02668 (0,01053)
lag2	-0,00529 (0,01306)	-0,00823 (0,01686)	-0,00705 (0,01032)
lag3	0,01063 (0,01208)	0,01807 (0,01596)	0,01324 (0,00963)
lag4	0,02923 (0,01123)*	0,03382 (0,01540)*	0,03074(0,00907)*
lag5	0,00996(0,01206)	0,01264 (0,01526)	0,01097 (0,00945)
lag6	-0,03124 (0,01286)	0,01843 (0,01559)	-0,011630 (0,009904)
lag7	-0,01525 (0,01269)	0,01474 (0,01572)	-0,00333 (0,00987)

* p-valor <0,5

Na figura 17, são mostrados os riscos relativos da exposição ao $PM_{2,5}$. Notou-se que apenas no lag 4 houve associação entre IAM e DIC e a exposição ao $PM_{2,5}$, tanto para o sexo masculino, feminino, quanto para ambos.

Figura 17 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino em São José do Rio Preto, SP



É possível identificar que no lag 4, o risco de internação para o sexo feminino apresenta-se maior que o risco de internação para o sexo masculino, mostrando que o efeito da exposição é diferente de acordo com o sexo, isto é, os valores dos coeficientes GAM são diferentes.

Em relação ao coeficiente de determinação, obteve-se 16,% para o sexo masculino, 7% para o sexo feminino e 18% para ambos os sexos; ou seja esse modelo explica cerca de 18% das internações, e o restante é explicado por outras variáveis que não estão contempladas nesse trabalho.

Com o aumento de $3,1 \mu g/m^3$ (DIQ) na concentração de $PM_{2,5}$, verifica-se um aumento no risco de internação de 9,5 % para o sexo masculino, 11,1 % para o sexo feminino e 10 % para ambos.

Esse aumento na concentração de $PM_{2,5}$ atribui-se uma RAP de 8,7% para o sexo masculino, o que implica no excesso de 80 internações devido à exposição ao material particulado fino, gerando para o SUS um gasto de cerca de R\$ 390 mil. Na categoria do sexo feminino, tem-se uma RAP de 10%, levando ao excesso de 57 internações com gasto da ordem de R\$ 220 mil. E quando se trata de ambos os sexos, estima-se um gasto de cerca de R\$ 610 mil devido aos poluentes.

De uma maneira geral, os trabalhos discutem associações entre exposição ao material particulado e internações, consultas ou óbitos, porém, Koken et al (2003) não encontraram essa associação para sexo masculino, feminino ou mesmo para ambos, possivelmente pelo local de coleta dos dados ser diferente de nossa pesquisa e assim o material particulado ser constituído de outros materiais.

Verifica-se que mesmo num modelo unipolvente, os riscos encontrados já não são os mesmos para os sexos feminino, masculino e quando se analisa para ambos. Concordando com esses resultados, Chen et al. (2005) encontraram risco de óbito por doença coronariana significativamente maiores em mulheres que em homens decorrente da exposição ao PM_{10} e $PM_{2,5}$ tanto na análise com um poluente ou na análise multipolvente. Pode ser que a deposição do PM_{10} e $PM_{2,5}$ era mais localizada e mais intensa nas mulheres que nos homens, e, talvez, um número menor de glóbulos vermelhos nas mulheres poderia torná-las mais sensíveis aos efeitos tóxicos dos poluentes do ar. Porém, tais resultados se diferem dessa pesquisa porque Chen et al (2005) estudaram óbitos e não internações por doenças cardiovasculares.

No estudo de Cendon et al (2006), verificaram que o PM_{10} e O_3 também foram associados ao IAM. Os níveis de PM_{10} estiveram associados com o número diário de internações por IAM. Este poluente tem sido frequentemente associado à morbidade e mortalidade cardiovascular em várias cidades em todo o mundo, e relatam que uma série de hipóteses foram levantadas sobre os possíveis mecanismos que poderiam ser responsáveis por esses efeitos, como respostas inflamatórias desencadeando a disfunção endotelial, aterosclerose e trombose, alterações na função canal iônico nas células do miocárdio e efeitos sobre o sistema nervoso autônomo. Tais autores encontraram associação tanto para o PM_{10} quanto para o O_3 no lag 0, tendo efeito no mesmo dia da exposição. Verifica-se, no entanto, que os resultados diferem dessa pesquisa possivelmente por se tratar de PM_{10} nos estudos de Cendon et al (2006) e nessa pesquisa, os estudos são em torno de $PM_{2,5}$, que é cerca de 70% das concentrações de PM_{10} , segundo Gomiscka et al (2004).

Concordando com Cendon et al (2006), encontra-se a pesquisa de Buadong et al. (2009), que também avaliaram os efeitos da exposição ao material particulado (PM_{10}) e ozônio (O_3), separadamente, e foram associados com consultas hospitalares para doenças cardiovasculares (DCV CID10, I00-I99). Em Bangkok, Tailândia, encontraram associação positiva à exposição do PM_{10} em idosos, e um aumento de $10 \mu g/m^3$ na concentração de PM_{10} elevou o risco em apenas 0,10% nos lags 1 e 2; possivelmente, os resultados da pesquisa dos autores citados discordam dessa pesquisa aqui apresentada, pois alguns resultados são diferentes, como a média da concentração do O_3 em Bangkok, que gira em torno de 14,4 ppb, enquanto a de São José do Rio Preto em torno de 36,7 ppb e a média de PM_{10} em Bangkok é $48,9 \mu g/m^3$, enquanto a concentração de $PM_{2,5}$ de São José é de $18,6 \mu g/m^3$, mas como a concentração do material particulado fino gira em torno de 70% do PM_{10} , a média da concentração de PM_{10} em São José do Rio Preto giraria em torno de $26,5 \mu g/m^3$, mesmo assim seria menor que a concentração em Bangkok. Outro aspecto que diferencia os estudos de Bangkok e São José do Rio Preto é que Buadong et al (2009) estudaram consultas e aqui foram estudadas internações, o que mostra também que as pessoas demoram um pouco para tomarem a decisão de se internar. No entanto, concorda-se com o resultado sobre correlação encontrado na pesquisa em Bangkok, no qual verificaram também que o material particulado tem correlação positiva com o ozônio.

Outra pesquisa que encontrou efeitos mais imediatos à exposição foi a pesquisa de Arbex et al. (2010), que estudou um dos municípios do interior localizado em uma região canavieira - Araraquara-SP. Foi verificado que um aumento de $10 \mu g/m^3$ na concentração de PTS levou a um aumento de cerca de 12,5% no risco de internações hospitalares relacionadas com hipertensão, durante o período de safra nos lags 0 e 2, e que foi de cerca de 30% maior do que durante os períodos de não colheita (9,0%). Essas partículas englobam todas as partículas menores de $50 \mu g/m^3$, inclusive o $PM_{2,5}$, mas não se sabe qual a quantidade desse material nas PTS. Os resultados encontrados por Arbex et al apresentam efeito da poluição mais rápido do que no resultado encontrado nessa pesquisa, apenas no lag 4.

César et al. (2013) também encontraram associação de $PM_{2,5}$, mas o estudo foi com doenças respiratórias em internados/residentes de Piracicaba, apesar das doenças estudadas da nossa pesquisa e a de César et al. (2013) serem diferentes, percebe-se que tanto Piracicaba quanto São José do Rio Preto, apesar de serem municípios de porte médio e de interior, apresentam um nível de poluição considerável e que têm levado alguns pesquisadores a mostrar que existe uma parcela da população sendo internada devido a esses poluentes.

As pesquisas apresentam diferentes resultados do efeito da poluição quanto aos lags. Outro exemplo disso é percebido nas pesquisa de Nascimento (2011), que estudou a contribuição de poluentes como PM_{10} , SO_2 e O_3 e as internações por doenças cardiovasculares (I20 a I22 e I24) em São José dos Campos, SP. Concluíram que a exposição a PM_{10} foi significativamente associada com internação por essas doenças cardiovasculares em 3 dias após a exposição ($RR = 1,006$; $IC95\% = 1,000-1,010$), e um aumento de $16 \mu g / m^3$ foi associado a um aumento de 10% no risco de internação. Em outra pesquisa, Nascimento et al (2012) estudaram os efeitos na gênese das internações por diagnósticos de AVC de São José dos Campos e encontraram no modelo unipolvente associação à exposição ao PM_{10} já no lag 0 com $RR=1,014$ ($IC95\%: 1,006-1,023$). O que se percebe é que os resultados dessa pesquisa diferiram destes autores quanto aos lags. Nesses resultados da pesquisa a associação aparece no lag 4, possivelmente porque o material particulado de municípios diferentes de São José do Rio Preto apresentem materiais diferentes adsorvidos nas partículas, como explicou Brook et al (2004), citando que existem milhares de produtos químicos que foram detectados no PM em locais diferentes, entre eles, nitratos, sulfatos, carbono orgânico elementar, compostos orgânicos, compostos biológicos, e uma variedade de metais, e, assim tais materiais fazem o efeito ficar mais tardio nos internados de São José do Rio Preto.

De qualquer forma, é importante ressaltar a pesquisa de Brook et al. (2004) que revela as alterações na composição do sangue pode ser devido à exposição do material particulado, pois esse aumenta o fibrinogênio, causando processos inflamatórios e promovendo eventos isquêmicos.

Modelo 2

Os coeficientes do modelo 2 e seus respectivos erros padrões são apresentados na tabela 6.

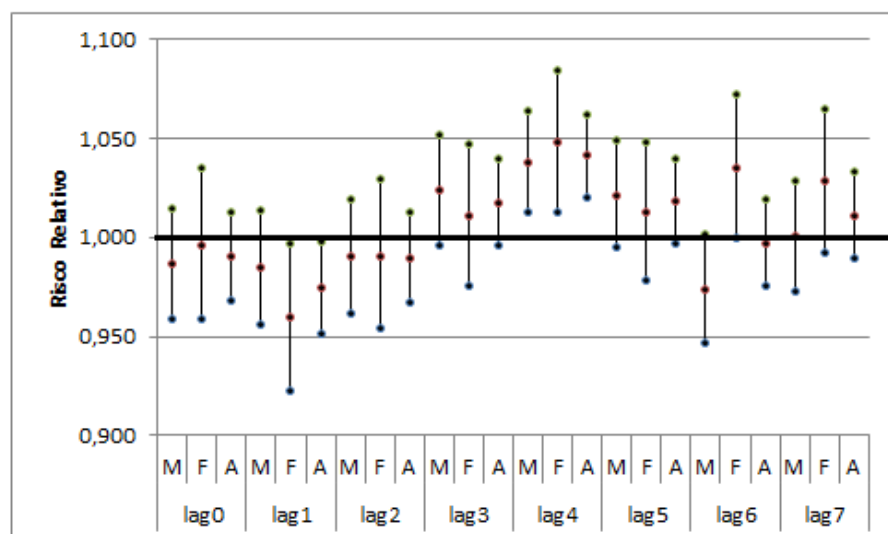
Tabela 6 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 2 - PM_{2,5} e O₃-- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto,SP, 2012

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	-0,01352(0,01456)	-0,00351(0,01943)	-0,00983(0,01165)
lag1	-0,01560 (0,01515)	-0,04138 (0,01973)	-0,02593(0,01200)
lag2	-0,00966(0,01478)	-0,00920(0,01935)	-0,01008(0,01174)
lag3	0,02335 (0,01383)	0,01099 (0,018004)	0,01768 (0,01094)
lag4	0,037590 (0,01259)*	0,04693 (0,01761)*	0,04059(0,01024)*
lag5	0,02133(0,01336)	0,01256 (0,01740)	0,01801(0,01058)
lag6	-0,02646(0,01426)	0,03477(0,01795)	-0,00287(0,01114)
lag7	0,00064 (0,01415)	0,02795(0,01799)	0,01125(0,01111)

* p-valor < 0,05

A seguir é mostrado o gráfico do Risco relativo da exposição ao material particulado fino nessa situação.

Figura 18 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de internações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados pelo O₃, temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana-São José do Rio Preto,SP.



Encontrou-se associação no lag 4 para o sexo masculino, feminino e ambos. Percebeu-se que existe uma influência do O_3 , fazendo com que o Risco Relativo de internações quando se trata do sexo feminino fique no limite no lag 6, sendo o IC 95% de 0,999 a 1,072.

Verifica-se, ainda, que o modelo unipolvente com $PM_{2,5}$ e esse modelo, com $PM_{2,5}$ e O_3 , apresentam associação no lag 4 nas três categorias. Percebe-se que a presença do O_3 potencializa o efeito do $PM_{2,5}$, possivelmente porque são correlacionados, e assim os riscos de internação nesse modelo são maiores do que no modelo 1, até mesmo no lag 6. Na pesquisa de Vermylen et al.(2006) se confirma que o ozônio pode ter efeitos deletérios cardiovasculares e outros gases podem ampliar os efeitos negativos do material particulado.

Quando ocorre um aumento da DIQ na concentração de $PM_{2,5}$ pode ocorrer um aumento no risco nas internações do sexo masculino em até 12,4%, para o sexo feminino de até 15,7% e, tratando-se de internações de ambos sexos, é possível ter um aumento de até 13,5%.

Koken et al (2003) verificaram que o O_3 (modelo unipolvente) estava associado com as internações de IAM apenas no sexo masculino no lag 0, diferente dos resultados dessa pesquisa, como nesse modelo (modelo 2) encontrou-se associação de IAM e exposição ao $PM_{2,5}$ e O_3 para o sexo feminino, masculino e ambos.

Foi calculada a RAP nos lags em que ocorreram associação entre IAM e DICs e exposição ao $PM_{2,5}$, fazendo com que houvesse um aumento de até 101 pessoas do sexo masculino, o que gerou um gasto de cerca de R\$ 500 mil e em 77 pessoas do sexo feminino internadas devido ao modelo de poluentes estudado com um gasto de internação de R\$ 300 mil. Quando o estudo envolve os dois sexos, é possível verificar que ocorreu um aumento em mais 170 internações, gerando um gasto de mais de R\$ 795 mil.

Concordando com nossos resultados, Urch et al. (2005) perceberam a elevação da pressão diastólica em normotensos após à exposição de $PM_{2,5}$ e O_3 , que apesar de terem estudado outra doença cardiovascular, admitiram o papel deletérios dos poluentes em seus sujeitos, assim como Fakhri et al. (2009), que avaliaram o impacto da exposição ao ambiente com material particulado na função cardíaca medido pela variabilidade da frequência cardíaca (VFC) e verificaram que o O_3 potencializa tais efeitos, porém não verificaram diferença entre os sexos, que talvez seja devido ao próprio processo da pesquisa em coletar os dados, expondo os sujeitos à exposição durante 2 horas da mistura de ar filtrado.

Chiarelli et al. (2011) também estudaram a relação entre poluição do ar e da pressão arterial sistêmica na cidade de Santo André, SP, e verificaram que a concentração de PM_{10} foi associada com efeitos no lag 0, principalmente sobre a pressão arterial sistólica. Outro estudo no qual é encontrado o modelo com os poluentes PM_{10} e O_3 é em Nascimento e Francisco (2013). Eles verificaram associação em todos os lags estudados (0 a 4) com internações por hipertensão em São José dos Campos-SP e encontraram um risco de internação de 1,2%, enquanto que em nossa pesquisa os riscos de internação encontrados no lag 4 variam em torno dos 4%. Essa diferença pode ser explicada porque se trata de doenças diferentes e a média da concentração de PM_{10} em São José dos Campos está em $24,1\mu g/m^3$, que, apesar de bem próxima da estimativa de PM_{10} em São José do Rio Preto, pode ser composta por outros materiais adsorvidos, já que se tratam de municípios com diferentes características, como a região canavieira que se localiza São José do Rio Preto.

No estudo de Nardocci et al. (2013) avaliaram o impacto da poluição do ar em residentes do Município de Cubatão (SP); no modelo com PM_{10} , O_3 e SO_2 . Para cada incremento de $10\mu g/m^3$ de PM_{10} encontrou-se um aumento de internações de cerca de 2,29% para doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos. Na pesquisa em São José do Rio Preto, deparou-se que para cada incremento de $3,1\mu g/m^3$ de $PM_{2,5}$ foi encontrado um aumento no risco de internações em cerca de 9% para IAM e outras DICs para ambos sexos, lembrando que nossa pesquisa não foi estratificada por idade.

Existe uma grande lacuna na literatura nos estudos da associação de IAM e $PM_{2,5}$ associado a outros poluentes, como o O_3 , para que possamos mostrar as possíveis conexões. Por isso, como há alguns autores que estudaram doenças cardiovasculares de forma geral ou específica, verifica-se sempre associação entre elas, não seguindo um padrão em termos de dias após à exposição, e é nesse caminho que essa pesquisa em São José do Rio Preto vem alertar sobre os malefícios da poluição em relação ao IAM, sem contar que muitos dos internados nesse município podem ter dado endereço do local, mesmo sendo de outro município, alterando, assim, o número de internados aqui, pois sendo 176 internados (FAP) devido à exposição e gastos de mais de R\$ 790 mil para o SUS, deveria existir algo que pudesse economizar tal quantia.

O coeficiente de determinação encontrado nesse modelo para o sexo masculino é de 17%, para o sexo feminino é de 8% e para ambos os sexos é de 19%, ou seja até 19% das internações são explicadas por esse modelo com $PM_{2,5}$ e O_3 .

Modelo 3

A tabela 7 apresenta os coeficientes do modelo e seus respectivos erros padrões.

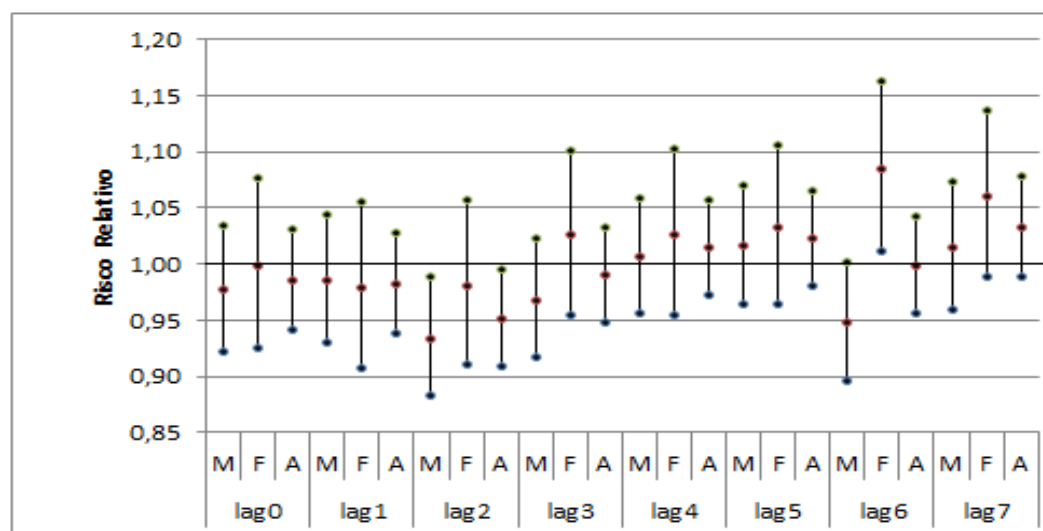
Tabela 7 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 3 - PM_{2,5} e CO- sem distinção de faixa no município de São José do Rio Preto,SP

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	-0,02313 (0,02940)	-0,00163 (0,03865)	-0,01491 (0,02339)
lag1	-0,01473 (0,02976)	-0,02157 (0,03876)	-0,01810 (0,02359)
lag2	-0,06832 (0,02892)	-0,01879 (0,03788)	-0,04990 (0,02299)
lag3	-0,02698 (0,02749)	0,01796 (0,03559)	-0,01029 (0,02208)
lag4	0,00652 (0,02601)	0,02581 (0,03670)	0,01414 (0,02121)
lag5	0,01603 (0,02663)	0,03191 (0,03511)	0,02229 (0,02122)
lag6	-0,05390 (0,02857)	0,08186 (0,03565)*	-0,00145 (0,02228)
lag7	0,01501 (0,02836)	0,05890 (0,03580)	0,03211 (0,02222)

*p-valor < 0,05

O gráfico do risco relativo da exposição ao PM_{2,5} ajustado por todas as outras variáveis explicadas para o modelo 3 é apresentado na figura 19:

Figura 19 - Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados pelo CO, temperatura, umidade, sazonalidade e dia da semana- São José do Rio Preto,SP.



Assim, apenas no lag 6 ocorre associação, e quando ocorre o aumento da DIQ ocorrerá um aumento no risco das internações das mulheres em 29% apenas no lag 6. Comparando com o modelo 1, que não havia associação nesse lag, mas no modelo 2, o RR aumentou devido à presença de O_3 e, nesse modelo, com a presença de CO, potencializou ainda mais, tornando-se significativo, que talvez seja explicado pela alta correlação entre $PM_{2,5}$ e CO encontrada nesse estudo, quando comparado da associação $PM_{2,5}$ e O_3 .

Como foi observado em Rumel et al. (1993), o poluente mais associado com IAM é o CO no município de São Paulo, SP. Verificaram que nas internações anuais por IAM, 2,1% são devido à poluição atmosférica. Nessa pesquisa foi encontrado que 22,5% das internações ocorrem devido aos poluentes, o que significa um excesso de 128 internações e um gasto de cerca de R\$ 500 mil, referente à exposição de $PM_{2,5}$ junto ao CO.

Verifica-se, portanto, que os efeitos da poluição são diferentes de acordo com o sexo. Dimich-Ward et al (2006) também verificaram diferenças de números de internações por doenças respiratórias entre os sexos, e concordando com tais autores, possivelmente as influências de gênero no ambiente ocupacional podem ser um determinante importante das exposições a riscos respiratórios, pois com a mesma função, as tarefas atribuídas podem ser influenciadas por sexo, resultando em diferentes condições de trabalho e exposições para trabalhar homens e mulheres.

Existem poucos trabalhos que estudam CO e IAM, mas entre eles, Tuan et al. (2016) estudaram em um modelo multipolvente com PM_{10} , SO_2 , O_3 , NO_2 e CO. Identificaram associação do CO em IAM quando se analisa apenas o sexo masculino (lags 3 e 5), para o sexo feminino (lags 0, 1 e 5) e para ambos os sexos (lags 1 e 5) em internados de São José dos Campos. Encontraram também associação para o sexo feminino, quando estudaram a exposição ao SO_2 no lag 0 (RR=1,10) e 3 (RR= 1,09) e para ambos sexos (RR= 1,06) no lag 0. Percebe-se, no entanto, que apesar de ser outro modelo e em outro município, os efeitos da poluição nas mulheres possuem um intervalo maior, desde o efeito imediato até 5 dias depois. Esses resultados são diferentes dos resultados encontrados em São José do Rio Preto, pois a associação foi encontrada apenas no lag 6 somente para as mulheres.

Como já foi elucidado anteriormente, a toxicidade do CO no indivíduo se explica quando o CO entra em competição com o O₂ pela hemoglobina. A ação tóxica principal do CO resulta em anoxia provocada pela conversão da oxihemoglobina em carboxihemoglobina (COHb). A afinidade da hemoglobina pelo CO é 240 vezes maior que pelo O₂. O que foi encontrado nesse modelo é um achado importante, pois quando se trata do modelo com O₃, os efeitos ocorrem no lag 4, e quando trata-se do modelo com CO, os efeitos ocorrem apenas no lag 6 somente para as mulheres, apesar de existirem hipóteses devido à maior exposição dela no ambiente externo de sua residência, não existem evidências científicas sobre os motivos que levam as mulheres a sofrerem mais com o efeito da poluição.

Nesse modelo, o coeficiente de determinação encontrado para o lag 6, somente para o sexo feminino é de 8%, o que significa que 8% das interações são explicadas por esse modelo e os 92% são explicadas por outras variáveis como o tabagismo, por exemplo.

Modelo 4

A seguir encontra-se a tabela dos Coeficientes do modelo com seus respectivos erros padrões do modelo 4, que envolveu material particulado fino e dióxido de nitrogênio.

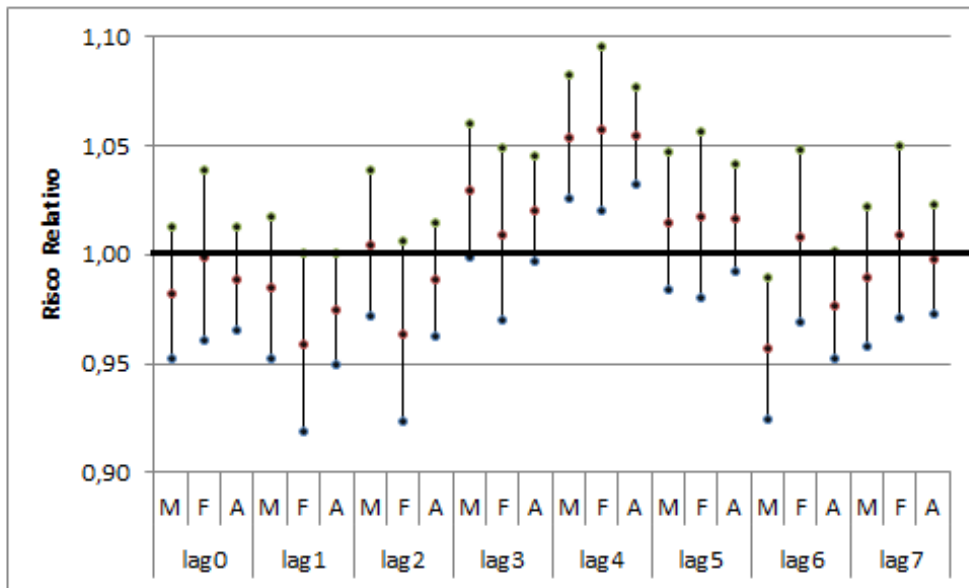
Tabela 8 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 4-PM_{2,5} e NO- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto, SP (*p-valor < 0,05)

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	-0,01802 (0,01587)	-0,00063 (0,01990)	-0,01132(0,01239)
lag1	-0,01558 (0,01686)	-0,04193 (0,02160)	-0,02556 (0,01328)
lag2	0,00485 (0,01696)	-0,03666 (0,02197)	-0,01174 (0,01343)
lag3	0,02898 (0,01521)	0,00897 (0,01994)	0,02055 (0,01210)
lag4	0,05278(0,01366)*	0,05556(0,01812)*	0,05315 (0,01090)*
lag5	0,01483(0,01602)	0,01739(0,01903)	0,01649 (0,01225)
lag6	-0,04436 (0,01718)	0,00780 (0,01998)	-0,02355(0,01302)
lag7	-0,01067(0,01642)	0,00954 (0,02000)	-0,00241(0,01268)

O coeficiente de determinação para o lag 4 do sexo masculino é 19%, para o sexo feminino é de 8% e para ambos os sexos 21%, desse modo tem-se que o modelo explica até 21% das interações por IAM e DIC.

Na figura 20, encontra-se o gráfico do Risco Relativo de interações da exposição ao material particulado fino.

Figura 20 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustado pelo NO₂, temperatura, umidade, sazonalidade e dia da semana em São José do Rio Preto, SP.



Nota-se nesse modelo a associação entre exposição aos poluentes e IAM e DICs ocorre no lag 4 no sexos masculino, feminino e também quando são analisados conjuntamente, iguais aos modelos 1 e 2; porém verifica-se que o NO₂ é o poluente que mais potencializa o efeito do PM_{2,5} no lag 4. No modelo 1, o RR encontrado para o sexo masculino foi de 1,029 (IC 95%: 1,007; 1,052), enquanto que no modelo 2 foi encontrado para o sexo masculino o RR de 1,038 (IC 95%: 1,012; 1,064), e nesse modelo, que se trata da junção do PM_{2,5} e NO₂, o RR é 1,054 (IC95%: 1,026-1,082), o que fica evidente que o NO₂ potencializa o efeito para o sexo masculino. Para o sexo feminino, também percebe-se que o aumento do risco de interação aumenta ao observar o modelo unipolvente com PM_{2,5} e com RR= 1,034 (IC 95%: 1,003-1,066), enquanto o modelo 2 apresentou RR=1,048 (IC 95% :1,012;1,084) e nesse modelo RR=1,057 (IC 95%: 1,020- 1,095) e quando se analisa para ambos os sexos, verifica-se que no modelo 1, tem-se o RR=1,031 (IC 95% 1,013 -1,049), para o modelo 2 tem-se RR= 1,041 (IC 95%: 1,021-1,062) e para o modelo 4, tem-se RR= 1,054 (IC 95% 1,032-1,077), portanto percebe-se que outros poluentes associados ao PM_{2,5} fazem potencializar seus efeitos deletérios à saúde.

Se há um aumento de DIQ na concentração de $PM_{2,5}$ pode ocorrer um aumento no risco de internações de até 17,9 % para o sexo masculino, 18,9 % para as internações do sexo feminino e, quando é analisado para ambos sexos pode ocorrer até 18%.

A RAP estima em aproximadamente 15% das internações, sendo 139 internações para o sexo masculino, gerando um gasto de mais de R\$ 680 mil reais, a RAP para o sexo feminino chega a cerca de 16% , causando um excesso de 90 internações e um gasto de mais de R\$ 350 mil. Na análise do conjunto (ambos os sexos), tais poluentes podem ser responsáveis por mais de 15% das internações, gerando mais 226 internações e um gasto para o SUS de um pouco mais de R\$ 1 milhão.

Chiusolo et al (2011) encontraram aumentos estatisticamente significativos da mortalidade por causas naturais, cardíacas e respiratórias associadas com um aumento de $10\mu g/m^3$ em NO_2 , independentemente da época; e uma associação significativa entre o NO_2 e mortalidade cerebrovascular durante a estação quente. Estes autores ressaltaram que as associações foram mais fortes com efeitos prolongados de lags 0-5 dias na estação quente do que na estação fria. Na presença de níveis elevados de tráfego, PM consiste de uma mistura de principais fontes de NO_2 e PM ultrafino, que são compostas por sulfatados e nitrogenado, o que pode explicar a alta correlação observada entre PM, NO_2 , e dióxido de enxofre.

Nessa pesquisa, ainda foi encontrada alta correlação entre $PM_{2,5}$ e NO_2 . E, apesar de não ter sido pesquisado o tema mortalidade como Chiusolo et al (2011), encontraram também, a associação do modelo de $PM_{2,5}$ e NO_2 com IAM e DICs no lag 4 e não encontraram significância quando separado por sexo, diferente dos resultados encontrados nos internados de São José de Rio Preto, que no caso, houve associação apenas no lag 4, mas os riscos relativos se diferem. Indo de encontro a esses resultados, Koken et al (2003) não encontrou associação entre NO_2 e qualquer tipo das doenças estudadas em sua pesquisa.

Modelo 5

Na tabela 9, encontram-se os coeficientes do modelo e seus respectivos erros padrões. Percebe-se que há associação entre as internações por IAM e DIC com os poluentes estudados. O coeficiente de determinação calculado para o lag 6 e para o sexo feminino é 9%, ou seja, o modelo explica 9% das internações, enquanto os 91% restantes são explicado por outras variáveis não estudadas aqui.

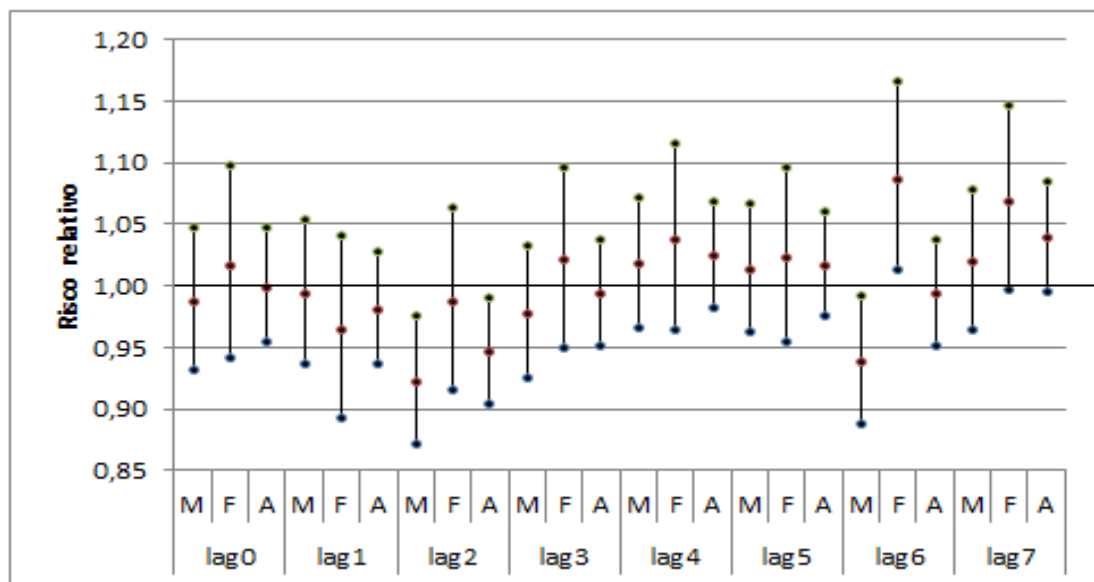
Tabela 9 - Coeficientes GAM e seus respectivos erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 5 – PM_{2,5}, CO e O₃- sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto, SP

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	-0,01201(0,02966)	0,01656(0,03928)	-0,00066 (0,02366)
lag1	-0,00669(0,02995)	-0,03685(0,03901)	-0,01923(0,02374)
lag2	-0,08049 (0,02903)	-0,01349 (0,03831)	-0,05521(0,02314)
lag3	-0,02239 (0,02823)	0,02083 (0,03652)	-0,00683(0,02232)
lag4	0,01747 (0,02647)	0,03661(0,03739)	0,02466(0,02158)
lag5	0,01342 (0,02648)	0,02269 (0,03516)	0,01723(0,02115)
lag6	-0,06339(0,02847)	0,08334(0,03566)*	-0,00682(0,02223)
lag7	0,01987(0,02844)	0,06707(0,03581)	0,03841(0,02226)

* p-valor<0,05

O gráfico do risco relativo de interações por IAM e DICs encontra-se na figura 21:

Figura 21 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por CO, O₃, temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana em São José do Rio Preto, SP



Encontrou-se associação no lag 6 para as internações do sexo feminino. Comparando esse modelo ao modelo 3, este apresenta também o CO e $RR=1,085$ (IC95% 1,0120-1,163), enquanto o modelo 5 apresenta $RR= 1,086$ (IC95% : 1,0135-1,165) para o sexo feminino, sendo os riscos deste modelo um pouco mais elevados em relação ao modelo $PM_{2,5} + CO$. Ao comparar com o modelo 2, que contém apenas $PM_{2,5}$ e O_3 apresentou associação no lag 4, para as três categorias, portanto os modelos 3 e 5 sugerem ter o mesmo comportamento devido à presença do CO.

Quando há um aumento da DIQ nas concentrações de $PM_{2,5}$, verifica-se um aumento em 29,6 % nas internações do sexo feminino.

Verifica-se desta maneira, que para o sexo feminino, a RAP fica em torno de 23% das internações, que faz com que haja um excesso de 130 internações a mais do sexo feminino aconteça, gerando um gasto de cerca de R\$ 500 mil.

Os resultados encontrados nesse modelo sugerem ainda mais que outros estudos devem estratificar por sexo. Messing e Stelman (2006) apontam que hipóteses precisam ser redigidas com precisão para identificar características que resultam diretamente do sexo, tais como hormônio, altura ou força física quando estudam a saúde da mulher e ocupações profissionais. O que ocorre possivelmente é que a mulher está se expondo mais devido à sua carreira profissional e, somado a isso, os hormônios da mulher estão fazendo que ela seja mais susceptível à poluição quando se trata do modelo de $PM_{2,5}$, CO e O_3 nos internados/residentes de São José do Rio Preto.

Porém, Tuan et al (2016), que estudaram a associação de internações por IAM e exposição aos poluentes CO, O_3 , PM_{10} , SO_2 , NO_2 , segundo gêneros em São José dos Campos-SP, não encontraram associação com o PM_{10} e IAM, mas verificaram também um número significativo de homens internados por IAM - 636 mulheres e 1201 homens, analisaram o modelo multipolvente que teve como resultado, para o gênero feminino, riscos significativos somente para o CO nos lag 0 ($RR= 1,09$), lag1 ($RR= 1,08$) e lag 5 ($RR= 1,10$) e para o SO_2 no lag 0 ($RR=1,10$) e lag 3 ($RR= 1,09$), sendo que para o sexo masculino houve significância para o CO no lag 3 e lag 5 ($RR= 1,05$) e quando são analisados para o conjunto (ambos) encontraram significância para o CO no lag 1 ($RR= 1,05$) e lag 5 ($RR= 1,07$) e no lag 0 para o SO_2 ($RR= 1,06$). Verifica-se, portanto, que o papel desses poluentes se comporta de forma diferente quando são inalados por homem ou por mulher.

Modelo 6

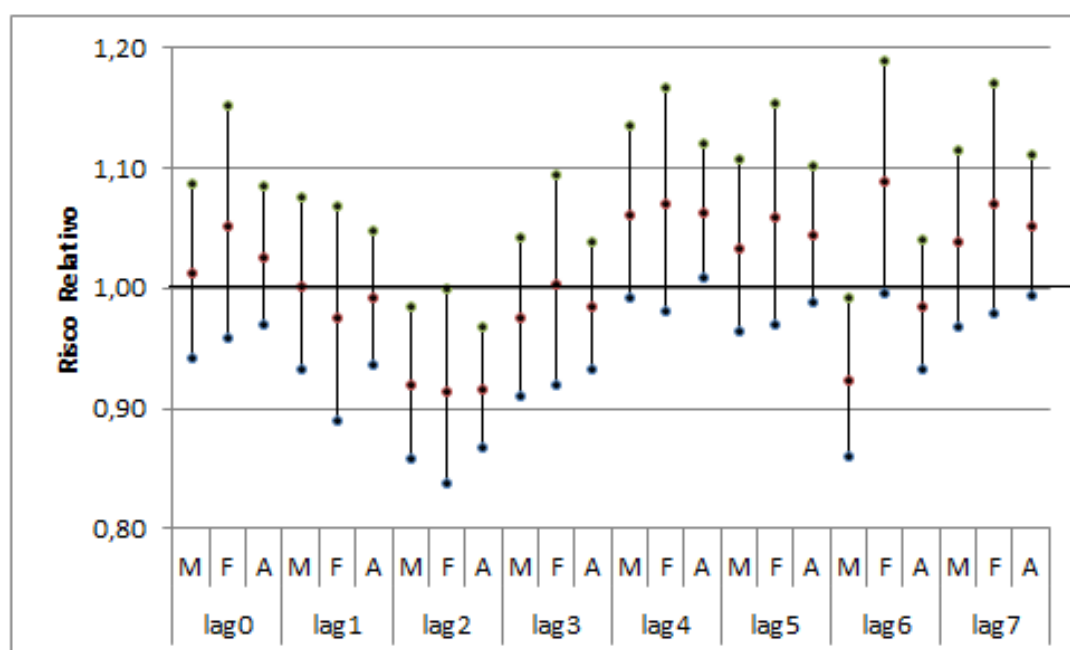
Tabela 10 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 6 – PM_{2,5}, CO e NO₂ - sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto-SP

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	0,01191(0,03626)	0,05025 (0,04675)	0,02587 (0,02880)
lag1	0,00185 (0,03652)	-0,02537 (0,04643)	-0,00855 (0,02867)
lag2	-0,08380 (0,03519)	-0,08911 (0,04513)	-0,08743 (0,02770)
lag3	-0,02536 (0,03458)	0,00353 (0,04449)	-0,01591 (0,02728)
lag4	0,05975 (0,03407)	0,06727 (0,04441)	0,06160 (0,02695)*
lag5	0,03288 (0,03549)	0,05718 (0,04431)	0,04321 (0,02766)
lag6	-0,07943 (0,03631)	0,08479 (0,04487)	-0,01481(0,02819)
lag7	0,03869 (0,03615)	0,06858 (0,04539)	0,05033 (0,02824)

* p-valor <0,05

O gráfico do risco relativo das interações por IAM e DICs é apresentado na figura 22:

Figura 22 Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por CO, NO₂, temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana em São José do Rio Preto, SP.



O R^2 deste modelo para o lag 4 para ambos os sexos é de 20% , isso significa que 80% das internações por IAM e DIC são explicados por outras variáveis.

Comparando ao modelo 4, que contém $PM_{2,5}$ e NO_2 e apresentou associação para as 3 categorias no lag 4, esse modelo apresenta associação apenas para ambos sexos no próprio lag 4. Apresentou-se, também no limite, o Risco Relativo de internação para o sexo feminino no lag 6, com 1,088 (IC95% : 0,996-1,188), o que parece ter influência nos modelos que contêm o CO, fazendo com que o efeito à exposição seja apresentado após o 6º dia.

Com um aumento da DIQ de $PM_{2,5}$ é possível verificar um aumento no risco de até 21% nas internações para ambos os sexos.

Neste modelo, notou-se um excesso de 17,5% nas internações de ambos sexos devido aos poluentes indicados, que significa 259 internações, dando um gasto de cerca de R\$ 1,1 milhão para o SUS.

Modelo 7

Tabela 11 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 7 – $PM_{2,5}$, NO_2 , O_3 , - sem distinção de faixa etária no município de São José do Rio Preto-SP

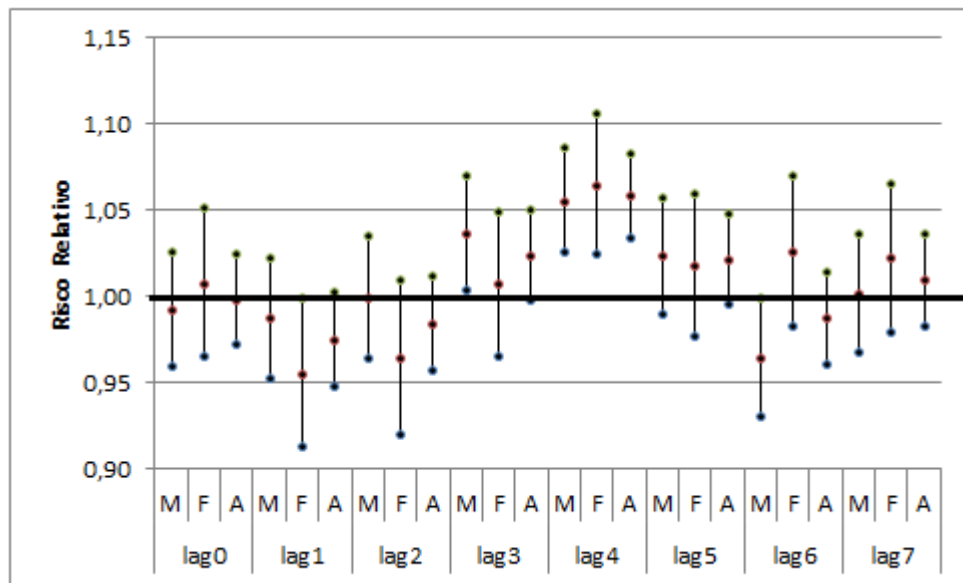
Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	-0,00758 (0,01699)	0,00751 (0,02155)	-0,00173 (0,01332)
lag1	-0,01267 (0,01809)	-0,04575 (0,02312)	-0,02539 (0,01422)
lag2	-0,00100 (0,01821)	-0,03671 (0,02340)	-0,01568 (0,01436)
lag3	0,03561 (0,01640)*	0,00688 (0,02125)	0,02339 (0,01298)
lag4	0,05385 (0,01461)*	0,06271 (0,01957)*	0,05640 (0,01169)*
lag5	0,02283 (0,01703)	0,01729 (0,02054)	0,02129 (0,01308)
lag6	-0,03671 (0,01818)	0,02520 (0,02154)	-0,01265 (0,01387)
lag7	0,00114 (0,01753)	0,02175 (0,02154)	0,00953 (0,01358)

* p-valor <0,05

Nesse modelo, o R^2 para o sexo masculino no lag 3 é de 19%; já no lag 4, para o sexo masculino permanece em 19%, para o sexo feminino é 8% e para ambos os sexos é 21%. Então, tem-se que esse modelo explica até 21% das internações por IAM e DIC.

O gráfico do risco relativo das interações por IAM e DICs encontra-se na Figura 23.

Figura 23 - Risco relativo(e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por NO_2 , O_3 , temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana em São José do Rio Preto, SP



O modelo 7 se apresenta diferente dos outros modelos. Ele tem as mesmas características do modelo 1, 2 e 4; apresentam associação no lag 4 para as três categorias, porém apresenta um resultado diferente ao mostrar associação para o sexo masculino no lag 3, o que pela primeira vez mostrou um efeito mais precoce para os homens, possivelmente devido à presença do NO_2 .

No lag 3 foi encontrada a RAP= 10,5%, fazendo com que houvesse um excesso de 96 interações masculinas e um gasto de cerca de R\$ 470 mil. Também foi encontrada associação no lag 4, tanto para as interações do sexo feminino, masculino, quanto para ambos os sexos.

Com esse aumento, é possível verificar no lag 4 que a RAP chega até 15% para o sexo masculino, fazendo com que haja um aumento de 141 internações onerando um gasto de cerca de R\$ 695 mil. Já para o sexo feminino, pode ocorrer uma razão atribuível de quase 18%, o que gera 101 internações e um gasto de cerca de R\$ 390 mil. No caso da análise para os dois sexos, a RAP é de 16%, gerando quase 240 internações a mais e um gasto de cerca R\$ 1,1 milhão.

Burnett et al (1997) estudaram um modelo contendo O_3 , NO_2 e SO_2 e verificaram que ao aumento dos intervalos interquartilico correspondeu a um aumento de doenças cardíacas em 13%, o que difere de nossos achados (19% para ambos), mas como existe a diferença entre o modelo de Burnett e o nosso, pois o modelo 7 é composto de $PM_{2,5}$, O_3 e NO_2 e nosso aumento foi de $3,1\mu g/m^3$ na concentração de $PM_{2,5}$, mas mesmo não tendo esse poluente, a pesquisa de Burnet et al vem mostrar o risco da exposição aos poluentes O_3 , NO_2 e SO_2 .

Gavinier e Nascimento (2013) também estudaram a associação de PM_{10} , O_3 e NO_x com doenças isquêmicas do coração em Sorocaba. Verificaram que a exposição ao PM_{10} esteve associada com hospitalização por doenças isquêmicas do coração, dois e quatro dias após com $RR= 1,006$, (IC 95%: 1,001–1,012) e um incremento de $21 \mu g/m^3$ nas concentrações de PM_{10} esteve associado a um aumento de 13 pontos percentuais no risco de internação para o segundo dia, e de 14, para o quarto dia após a exposição, concordando em partes com os resultados dessa pesquisa, encontramos associação também no lag 4, porém com $RR=1,058$ (IC95%: 1,034-1,082) e com um aumento da DIQ em $PM_{2,5}$, há um aumento de 14 pontos percentuais para o risco de internações. Essa diferença pode ser explicada porque se trata de dados estimados de São José do Rio Preto e o material particulado pode ser constituído de outras substâncias, porém os efeitos da exposição ao poluente ocorreram no mesmo lag nas duas pesquisas.

Modelo 8

Na tabela 12, encontra-se os coeficientes do modelo 8 e seus respectivos erros padrões. Verifica-se nesse modelo que o $R^2=21\%$ para ambos os sexos no lag 4, fazendo com que 79% não seja explicado pelas variáveis presentes nesse modelo.

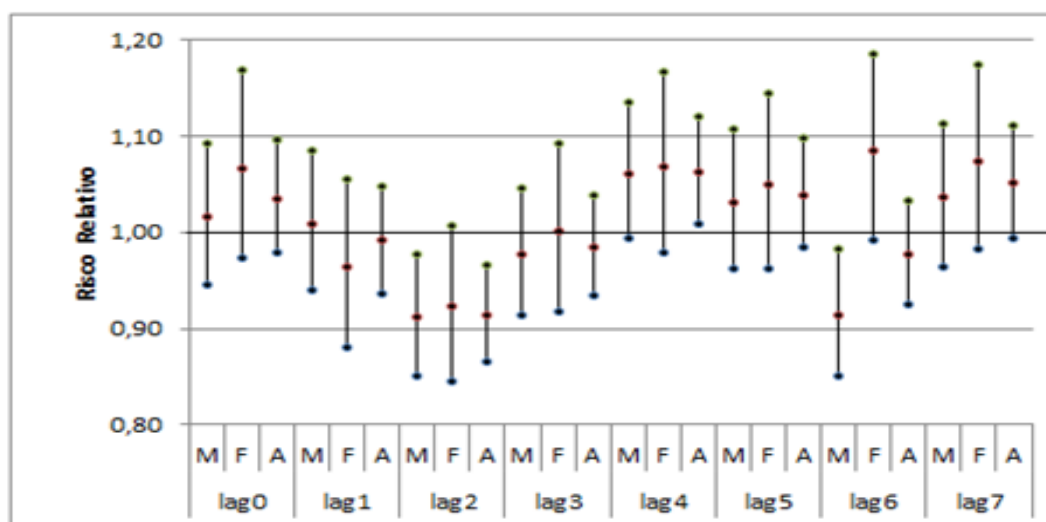
Tabela 12 - Coeficientes GAM e seus respectivos Erros padrões (EP) dos lags 0 a 7 do modelo 8 com $PM_{2,5}$, CO , NO_2 e O_3

Lags	Masculino	Feminino	Ambos
lag0	0,01591(0,03669)	0,06455(0,04679)	0,03504(0,02881)
lag1	0,01547(0,03611)	-0,03646(0,04644)	-0,00864(0,02867)
lag2	-0,09144(0,03526)	-0,08063(0,04498)	-0,08893 (0,02769)
lag3	-0,02260 (0,03462)	0,00223 (0,04444)	-0,01485 (0,02729)
lag4	0,06010 (0,03404)	0,06657 (0,04449)	0,06134 (0,02695)*
lag5	0,03171 (0,03555)	0,04820 (0,04443)	0,03868 (0,02771)
lag6	-0,08938 (0,03655)	0,08121 (0,04510)	-0,02224 (0,02836)
lag7	0,03563 (0,03636)	0,07221 (0,04552)	0,05026 (0,02837)

*p-valor <0,05

Verifica-se no modelo com os 4 poluentes juntos - $PM_{2,5}$ ajustados por NO_2 , O_3 , CO , temperatura, umidade, sazonalidade e dia de semana a associação no lag 4 quando são analisados o conjunto (ambos sexos). O gráfico do risco relativo das interações por IAM e DIC encontra-se na Figura 24:

Figura 24 - Risco relativo (e respectivos intervalos de confiança de 95%) de interações por IAM e DIC na exposição ao material particulado fino ajustados por CO , NO_2 , O_3 , temperatura, umidade, sazonalidade e fim de semana em São José do Rio Preto, SP



Quando há um aumento da DIQ na concentração de $PM_{2,5}$ é possível verificar um aumento em até 21% para ambos sexos.

Os resultados do modelo 8 dessa pesquisa mostraram algumas diferenças dos resultados encontrados por Gaviner e Nascimento (2013). Uma das diferenças é que não foi encontrada associação no lag 2, apenas no lag 4, demonstrando que nessa pesquisa os efeitos da exposição são mais tardios.

Foi calculada a RAP no lag 4 para ambos os sexos e o resultado encontrado gira em torno dos 17%, causando 260 internações a mais e um gasto de cerca de R\$ 1,2 milhão devido aos poluentes estudados.

Quando se trata de associação desses poluentes com doenças respiratórias, Roman et al (2015) estudaram internações em moradores de Taubaté-SP de todas as idades e de ambos os sexos em um modelo com $PM_{2,5}$, O_3 , CO e NO_x . Não encontraram associação do poluente $PM_{2,5}$ com tais doenças, apenas associação com NO_x , diferente de nossos resultados, que encontrou associação no lag 4 quando se trata de IAM e DIC. Mas, a diferença iria existir, mesmo porque são doenças diferentes tratadas em locais diferentes.

No estudo de Martins et al (2006), em que pesquisaram a associação do modelo multipolvente com CO, PM_{10} , O_3 , NO_2 e SO_2 e doenças cardiovasculares, verificaram que o efeito de PM_{10} sobre as internações por insuficiência cardíaca congestiva apresentou um padrão trifase, com associação nos lags 0 e 1, 5, 6, 10, 11, 12 para todo o grupo e foi encontrado o mesmo padrão para o grupo masculino. Porém, para o grupo feminino, os efeitos são mais imediatos, o que difere dos resultados dessa pesquisa e supõe-se que além das coletas de dados das variáveis virem de locais diferentes, como a DIQ de $PM_{10} = 26,21 \mu g/m^3$ do município de São Paulo, Martins et al (2006) utilizaram mais um poluente em seu modelo: o SO_2 .

No estudo de 20 anos de Miller et al. (2007) foi analisada a associação da exposição a partículas finas ($PM_{2,5}$) no modelo multipolvente PM_{10} , SO_2 , CO e O_3 e a incidência de acidentes cardio e cerebrovasculares (AVC) em cerca de 66.000 mulheres pós-menopáusicas. Destas, 584 se internaram por IAM durante esse período, um número relativamente baixo em comparação com o número de internações em São José do Rio Preto - 566 no ano de 2012. Esses números diferem, possivelmente, por serem áreas de culturas diferentes, pois Miller et al. (2007) estudaram 36 áreas metropolitanas dos Estados Unidos, enquanto que nossa pesquisa é uma região canavieira.

Clougherty (2011) descreveu em seu artigo de revisão uma avaliação qualitativa que descreve possíveis fontes de diferença na resposta a poluição do ar entre homens e mulheres, que podem variar por fase de vida, exposições, estado hormonal ou outros fatores. Essa autora reforça que as fontes de modificações dos efeitos observados permanecem obscuras, embora abordagens analíticas por gênero possam ajudar a separar as diferenças de gênero e sexuais no combate à poluição. Concordando com a autora, nossa pesquisa também encontrou riscos de interações diferentes por sexo e conclui-se possivelmente que as exposições entre tais categorias (sexos) são diferentes.

O que se pode dizer é que os resultados encontrados na pesquisa em São José do Rio Preto, o sexo feminino apresentou associação desde o lag 4 até o lag 6, enquanto para o sexo masculino ficou entre o 3º e 4º dia após à exposição. E quando se estudou ambos sexos foi encontrada associação apenas no lag 4 nos modelos 1, 2, 4, 7 e 8.

O emprego deste modelo matemático foi validado por meio da avaliação dos impactos na saúde humana em decorrência da exposição às emissões de material particulado ($PM_{2.5}$), originado da queima de biomassa na Amazônia brasileira. O uso do $PM_{2.5}$ previsto por este modelo numérico foi uma abordagem inovadora e se tornou uma alternativa viável para a rede de monitorização da qualidade do ar tradicional (FREITAS et al., 2009, IGNOTTI et al., 2010).

Como Cançado et al. (2006) citam que existem sérios riscos de exposição à poluição e doenças cardiovasculares e encontraram um aumento no risco de mortalidade associada à poluição do ar entre 8% e 18%, para diversos tipos de doenças cardíacas.

Verifica-se que em todos os modelos, independente se for modelo com 1, 2, 3 ou 4 poluentes estudados, sempre ocorrerá associação em algum dos sexos ou para ambos e isso se deve ao fato de São José do Rio Preto localizar-se numa região canavieira e, sabe-se que as principais fontes de emissão desse poluente referem-se à queima de palha da cana de açúcar, às queimadas urbanas, aos veículos automotivos, à ressuspensão de poeiras provocadas pelo trânsito de veículos, especialmente em vias públicas não pavimentadas e a queima de bagaço de cana empregado como combustível nas usinas de açúcar e álcool e nas indústrias cítricas e esse município apresenta todas essas características.

A tabela 13 apresenta a comparação entre os riscos relativos dos modelos de 1 a 8:

Tabela 13 Comparação dos Riscos Relativos de internação segundo os modelos

Modelos	Poluentes	lags	sexo	Riscos Relativos (IC 95%)		
Modelo 1	PM _{2,5}	lag4	M	1,01	1,03	1,05
			F	1,00	1,03	1,07
			A	1,01	1,03	1,05
Modelo2	PM _{2,5} e O ₃	lag4	M	1,01	1,04	1,06
			F	1,01	1,05	1,08
			A	1,02	1,04	1,06
Modelo 3	PM _{2,5} e CO	lag 6	F	1,01	1,09	1,16
Modelo 4	PM _{2,5} e NO ₂	lag4	M	1,03	1,05	1,08
			F	1,02	1,06	1,10
			A	1,03	1,05	1,08
Modelo 5	PM _{2,5} , CO e O ₃	lag6	F	1,01	1,09	1,17
Modelo 6	PM _{2,5} , CO e NO ₂	lag4	A	1,01	1,06	1,12
Modelo7	PM _{2,5} , O ₃ , NO ₂	lag 3	M	1,00	1,04	1,07
		lag4	M	1,03	1,06	1,09
			F	1,02	1,06	1,11
			A	1,03	1,06	1,08

Ao observar a tabela de riscos, percebe-se que entre os modelos de 1,2 e 4, o maior risco relativo está no modelo 4, onde possui o poluente NO₂, que parece potencializar o efeito do PM_{2,5} quanto a internações de IAM e DIC.

Os modelos 3 e 5 apresentam associação apenas no lag 6 para o sexo feminino e riscos relativos muito próximos, mostrando que o O₃ mostra-se como um poluente inerte, quando está com o PM_{2,5} e o CO. Isso ocorre também ao comparar os modelos 6 e 8, os riscos relativos ficam bem próximos, mostrando novamente que o O₃ fica inerte quando entra em contato com os outros 3 poluentes: PM_{2,5}, CO e NO₂.

Mas, entre os modelos 4 e 7, o O₃ parece potencializar o efeito do PM_{2,5}, fazendo que o risco aumente quando o O₃ mistura-se com o PM_{2,5} e NO₂.

Em uma outra comparação, pode-se perceber portanto que, quando se tem o CO no modelo, o O₃ não interfere no efeito do PM_{2,5}, mas quando não tem CO, o O₃ potencializa o efeito do PM_{2,5} nas internações de IAM e DIC.

Outro ponto a perceber que, nos modelos que não têm o CO foram encontradas associações no lag 4 para o sexo feminino, masculino e ambos.

Este estudo, até onde é de nosso conhecimento, é o primeiro a fazer análise de exposição estratificado por sexo, identificando a importância da exposição ao $PM_{2,5}$ na gênese das internações por IAM na cidade de São José do Rio Preto diferentemente em homens e mulheres. Para o modelo unipolvente com $PM_{2,5}$ os efeitos foram evidentes 4 dias após a exposição tanto para o sexo feminino, quanto masculino ou ambos os sexos, porém com riscos diferentes. Já, para o modelo mutipolvente, foi possível encontrar associação apenas para ambos sexos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesse estudo foram incluídas as informações de pessoas internadas que eram residentes em São José do Rio Preto, SP, podendo incluir aqueles que moram em cidades vizinhas e apresentam endereço de tal município ou o próprio residente que viajou para outra municipalidade. Estudos como esse que utilizam dados do Sistema Único de Saúde, excluem informações de internações de pacientes com planos de saúde privados ou operadoras de saúde; dessa forma, estes resultados se referem aos usuários do SUS. No entanto, a falta de informações sobre a presença de comorbidades talvez possa representar uma limitação do mesmo, além de possíveis erros na codificação do diagnóstico. Mesmo assim, a qualidade e a confiabilidade das informações vêm sendo referendadas em outros estudos citados nesta pesquisa.

Ainda falta salientar que os dados coletados dos poluentes são concentrações estimadas, mas que fazem ampliar as pesquisas em municípios que não possuem agências ambientais, como a CETESB.

Sabe-se ainda que, ao respirarmos, inalamos várias substâncias todas juntas, e por isso, deve-se também estudar os modelos multipoluentes. Na literatura há poucos estudos sobre os efeitos dos agentes poluidores do ar nas internações por doenças isquêmicas cardíacas, realizados fora das grandes cidades, e esse foi um estudo em que utilizou-se dados estimados para verificação da associação em um município de porte médio.

Há um número significativo de novos estudos sobre a exposição à poluição do ar de longo prazo, cobrindo uma área geográfica bem ampla. A estimativa do efeito combinado expresso como excesso de risco por aumento é, na maioria das vezes, em $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, porém nessa pesquisa, optou-se por um aumento utilizando a diferença interquartílica de $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e verificou-se que, pelos resultados encontrados, é preciso estratificar por sexo, pois os efeitos dos poluentes não são iguais.

A categorização por sexo vem sendo abordada em diversos estudos, demonstrando significância epidemiológica, porém ainda não existem estudos com uma explicação biológica para o devido fato.

Também mostrou a aplicabilidade de dados estimados por modelos matemáticos das concentrações diárias de poluentes do ar e sua possível aplicação em municípios onde inexistem medidores da poluição do ar e a associação entre a exposição a determinados poluentes do ar e as internações por doenças cardiovasculares. Mostra, além disso, a importância de gerar políticas públicas no sentido de diminuir essas concentrações como, por exemplo, a melhor utilização de transporte público, a maior fiscalização das fontes móveis. Foi possível identificar associações positivas entre a exposição ao $\text{PM}_{2,5}$ a partir do lag 3 com as internações por IAM e outras DIC.

O desenvolvimento das etapas em cada modelo demonstrou os diversos resultados que podem ocorrer com as combinações desses poluentes estudados, desde a análise unipolvente (modelo 1) demonstrou que a associação de $\text{PM}_{2,5}$ com IAM e DICs apresentaram significância somente com defasagem no quarto dia de exposição (lag4), tanto no sexo feminino, quanto no masculino e no conjunto para ambos.

Em todos os modelos que não tem o CO foi encontrada associação no lag 4 para o sexo feminino, masculino e ambos.

No modelo 3 ($\text{PM}_{2,5}$ e CO) e no modelo 5 ($\text{PM}_{2,5}$, CO e O_3), que possuem o CO, foram encontradas associações no lag 6 somente para o sexo feminino. Nos modelos 6 ($\text{PM}_{2,5}$, CO e NO_2) e o modelo 8 ($\text{PM}_{2,5}$, CO, NO_2 e O_3) foram encontradas associações apenas no lag 4 para ambos os sexos.

Como São José do Rio Preto é um município de porte médio que fica entre rodovias de grande movimento (a Transbrasiliana e a Washington Luiz, além de sua própria frota automobilística e de sua localização em uma região canavieira), tudo leva a ter índices de poluição que podem causar efeitos deletérios à saúde.

Percebe-se, portanto, que se deve sempre estratificar a amostra estudada por sexo, pois os resultados encontrados mostram a diferença quando se estuda somente o sexo masculino, somente o sexo feminino e os dois juntos.

Apesar da vasta literatura sobre os efeitos deletérios da poluição, encontra-se uma enorme lacuna de materiais que utilizem outras fontes de dados sem ser as agências ambientais e que estudem a associação com doenças cardiovasculares em residentes de municípios de médio porte, por isso esse estudo vem contribuir nesse foco.

7 CONCLUSÃO

Foi possível identificar o papel do material particulado fino ($PM_{2,5}$) de forma isolada ou com outros poluentes O_3 , CO e NO_2 no número de internações por IAM e outras DIC em pessoas internadas pelo SUS, em São José do Rio Preto, SP por meio dos dados estimados por modelo matemático como o *Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport Model to the Brazilian Developments on the Regional Atmospheric Modeling System* (CCATT-BRAMS), que se mostrou uma alternativa para municípios que não apresentam medidores de poluentes do ar.

É necessário o acompanhamento e controle sistemático dos poluentes do ar e seu efeito sobre a saúde humana e, assim, espera-se que o gestor municipal implante políticas públicas para melhoria no transporte público, principalmente com intuito de diminuir a concentração dos principais poluentes do ar. A mistura desses elementos na atmosfera pode modificar toxidades individuais, potencializando os efeitos individuais à saúde. Portanto a análise multipolvente é a mais próxima da realidade, pois a atmosfera apresenta uma mistura de poluentes.

REFERÊNCIAS

- ARBEX, M.A. et al. Impact of outdoor biomass air pollution on hypertension hospital admission. **Journal Epidemiology Community Health**, London, v.64, p.573-579, 2010.
- BARBOSA, G. C. **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**. Vitória, 2009, 60 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, 2009.
- BALLINGER, C.A. et al. Antioxidant-mediated augmentation of ozone-induced membrane oxidation. **Free Radical Biology & Medicine**, Okalahoma, v. 38, p. 515-526, 2005.
- BELL, M.L. et al. Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. **Journal of the American Medical Association**, v.292, p.2372-2378, 2004.
- BOCCI V. **OZONE**. A New Medical Drug. Dordrecht, The Netherlands - Springer, 2005.
- BRAGA, A.L.F, et al. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, p. 570-578, set 2007.
- BRASIL.IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Disponível em - <[http -//www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acesso em agosto de 2013.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Departamento de Informática do SUS (DATASUS). Disponível em - [http -//www2.datasus.gov.br/DATASUS](http://www2.datasus.gov.br/DATASUS). Acesso em 10 de agosto de 2013.
- BROOK R.D. al. Air pollution and cardiovascular disease - a statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention. **Science of the American Heart Association**. Circulation, Kyoto, v. 109, p. 2655-2671, 2004.
- BUADONG, D. et al. Association between PM₁₀ and O₃ levels and hospital visits for cardiovascular diseases in Bangkok, Thailand. **Journal Epidemiology**, v. 19, n. 4, p. 182-188, 2009.
- BURNETT, R. T. et al. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. **Environmental Health Perspect**, Durham, v. 105, n.6, p. 614-620, jun 1997.
- BUSH ML et al. Longitudinal distribution of ozone absorption in the lung - gender differences and intersubject variability. **Journal of Applied Physiology**, Bethesda, v.81, p.1651-1657, 1996.

CANÇADO, J. E. et al .Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, São Paulo , v. 32, supl. 2, mai 2006.

CARVALHO J.R., J.A.; LACAVA, P.T. **Emissões em processos de combustão**. São Paulo - ed UNESP, 1ªed, 2003, 135 p.

CENDON, S. et al . Air pollution effects on myocardial infarction. **Revista Saúde Pública**, São Paulo , v. 40, n. 3, p. 414-419, jun 2006.

CESAR, A. C. G; NASCIMENTO, L.F.C; CARVALHO J.R. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. **Revista Saúde Pública**, São Paulo , v. 47, n. 6, p. 1209-1212, dez. 2013

CESAR, A. C. G.; CARVALHO JR., J. A.; NASCIMENTO, L. F. C.. Association between NOx exposure and deaths caused by respiratory diseases in a medium-sized brazilian city. **Brazilian Journal Medical Biologic Research**, Ribeirão Preto , v. 48, n. 12, p. 1130-1135, Dec. 2015 .

CHEN L.H. et al. The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution - are females at greater risk? **Environmental Health Perspect**, Duhram, v. 113, p.1723–1729, 2005.

CHIARELLI, P.S. et al. The association between air pollution and blood pressure in traffic controllers in Santo André, São Paulo, Brazil. **Environmental Research**, Plymont, v.111, p.650-655, 2011.

CHIUSOLO, M. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality and susceptibility factors in 10 Italian cities - The Epi Air Study. **Environmental Health Perspect**, Duhram, v. 119, p. 1233-1238, 2011.

CLOUGHERTY, J.E. A growing role for analysis in air pollution epidemiology. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 16, n.4, 2221-2238, 2011.

CONCEIÇÃO, G.M. S.; SALDIVA, P.H.N.; SINGER, J.M. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbimortalidade - uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 4, n. 3, p. 206-219, 2001.

CPTEC- INPE - (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) dados poluentes do ar. – CATT-BRAMS, 2014. Disponível em - (<http://meioambiente.cptec.inpe.br/index.php?lang=pt>). Acesso em janeiro de 2014.

DIMICH-WARDA,H, CAMPA P.G, KENNEDY, S. M. Gender differences in respiratory symptoms—Does occupation matter?. **Journal Environmental Research**, v.101, p.175-183, 2006.

FAKHRI, A.A. et al. Autonomic effects of controlled fine particulate exposure in young healthy adults - effect modification by ozone. **Environmental Health Perspect**, Durham, v.117, n.8, p. 1287–1292, ago 2009.

FERNANDES J.S, et al . Poluição atmosférica e efeitos respiratórios, cardiovasculares e reprodutivos na saúde humana. **Revista Medicina de Minas Gerais**, Belo Horizonte, v. 20, n. 1, p.92-101, 2010.

FREITAS S.R., et al. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS). Part 1 - Model description and evaluation. **Atmosphere Chemistry Physics Discussion**, v. 7, p. 8525-69, 2007.

GAVINIER, S ; NASCIMENTO, L.F.C. Material particulado e interações por doenças isquêmicas do coração. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, vol. 8 (suplemento), p.228-233, Taubaté, 2013

GAVINIER, S ; NASCIMENTO, L.F.C. Air pollutants and hospital admissions due to stroke. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v.9, n.3 , p. 390-401. 2014.

GOMISCEKA B, HAUCKA H, STOPPERA S, PREININGA O. Spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHEP—project. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 3917–3934, 2004.

GOUVEIA, N; FLETCHER, T. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in São Paulo, Brazil - a time series analysis. **Occupational Environmental Medicine**, v. 57, n. 7, p. 477–483, jul 2000.

GOUVEIA, N. et al . Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no município de São Paulo, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro , v. 22, n. 12, dez. 2006 .

GUO, Y. et al. The relationship between particulate air pollution and emergency hospital visits for hypertension in Beijing- China. **Science Total Environmental**, Amsterdam, 408, p. 4446-50, 2010.

HABERMANN, M.; GOUVEIA, N. Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 46, n. 1, fev 2012.

HAIR Jr., J. F. et al. **Análise multivariada de dados**. São Paulo - Bookman, 2005, 688p.

IGNOTTI, E et al. Impact on human health of particulate matter emitted from burning in the Brazilian Amazon region. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 44, p. 121-130, 2010.

IPCS .**International program on chemical safety. environmental health criteria 213. carbon monoxide**. Inter-organization programme for the sound-management of chemicals.2nd. ed. Geneva - WHO, 1999.

KAN,H. et al. Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident coronary heart disease - the atherosclerosis risk in communities (ARIC) study. **Environmental Health Perspect**, Duhram,v. 116, n.11, p.1463-1468, 2008

KOKEN, P.J.M. et al. Temperature, air pollution, and hospitalization for cardiovascular diseases among elderly people in Denver. **Environmental Health Perspect**, Duhram, v.111, p. 1312-1317, 2003.

LALIBERTÉ, M. Exposition environnementale et intoxication au monoxyde de carbone. *Bulletin d'information toxicologique. Publication de la direction de la toxicology humaine. Institut national de Santé Publique du Québec*, v. 17, n. 3, p. 1- 12, 2001.

LAUWERYS, R. R. **Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles**. 3.ed. Paris - Masson, 15, p. 382- 422, 1990.

LONGO, K., et al. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 2 - Model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmosphere Chemistry Physics Discussion**, 7, p.8571-8595.2007.

LONGO, K. M. et al. - The chemistry CATT-BRAMS model (CCATT-BRAMS 4.5) - a regional atmospheric model system for integrated air quality and weather forecasting and research. **Geoscientific. Model Development**, Göttinger, vol. 6, p.1389, 2013.

MARTINS, L. C. **A relação entre poluição atmosférica e algumas doenças respiratórias em idosos** - avaliação do rodízio de veículos no município de São Paulo. São Paulo, 2000. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. 2000.

MARTINS, L.C. et al. The effects of air pollution on cardiovascular diseases - lag structures. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 40, n.4, p.677-683, 2006.

McCULLAGH, P. **Quasi-likelihood functions**. *Annals of Statistics*. v. 11, n. 1, p. 59-67, 1983.

McCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **generalized linear models**. 2nd ed. Flórida, EUA - Chapman & Hall, 1989.

MEDINA-RAMÓN, M.. et al. exposure to traffic-related air pollution and survival after heart failure. **Environmental Health Perspect**, Duhram, v. 116, n. 4, 481-485, 2008.

MILLER, K.A. al. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. **New England Journal Medical**, 356, 447-458, 2007.

MESSING, K; STELLMAN, M. Sex, gender and women's occupational health - The importance of considering mechanism. **Journal Environmental Research**, v. 101, p. 149-162, 2006.

NARDOCCI, A.D. et al. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares - estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 9, set 2013.

NASCIMENTO, L.F.C. Air pollution and cardiovascular hospital admissions in a medium-sized city in São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal Medical Biologic Research**, Ribeirão Preto, v. 44, n. 7, p. 720-724, jul 2011.

NASCIMENTO, L. F. C. et al. Environmental pollutants and stroke-related hospital admissions. **Caderno da Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 7, jul 2012.

NASCIMENTO, L.F.C, FRANCISCO, JB. Particulate matter and hospital arterial hypertension in a medium-sized brazilian city. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 8, ago 2013 .

NIOSH. **National institute for occupational safety and health.Occupational health guidelines for carbon monoxide. Occupation alhealth guidelines for chenicalharzards**, v. 1, p. 1-4, 1981.

OLIVEIRA,A. F.; MENDES, H.J. Aplicações clínicas do ozônio na odontologia. **Revista Saúde Com**, Jequié, vol. 5, n.2, p. 128-140, 2009.

PAULA, G. A. **Modelos de regressão com apoio computacional**. São Paulo - Instituto de Matemática e Estatística, Universidade de São Paulo, 2004. Disponível em - <<http://www.ime.usp.br/~giapaula/livro.pdf>>. Acesso em 12 de março de 2015.

PEDROSO, A. **Poluentes Atmosféricos & Plantas Bioindicadoras**. Instituto de Botânica – IBt. Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente Curso de Capacitação de Monitores e Educadores. São Paulo, 2007. Disponível em http://www.biodiversidade.pgibt.ibot.sp.gov.br/Web/pdf/Poluentes_Atmosfericos_&_Plantas_Bioindicadoras_Andrea_N_V_Pedroso.pdf. Acesso em 10 de junho de 2014.

POSTLETHWAIT E.M., LANGFORD S.D., BIDANI A. **Determinants of inhaled ozone absorption in isolated rat lungs**.Toxicology and Applied Pharmacology, Washington, vol. 125, p.77–89.1994.

PREFEITURA DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO. Disponível em - http://www.riopreto.sp.gov.br/PortalGOV/do/subportais_Show?c=70697&idC=883. Acesso em 10 de março de 2016.

PRYOR, W.A. How far does ozone penetrate into pulmonary air/tissue boundary before it reacts?. **Free Radical Biology & Medicine**, Amsterdam, 12, p.83–88, 1992.

RODRIGUES, C.G. et al . Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuível à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista brasileira de estudos populacionais**, São Paulo , v. 32, n. 3, p. 489-509, dez 2015.

ROMAN, V.V.L et al . Efeitos de poluentes do ar e doenças respiratórias utilizando dados estimados por modelo matemático. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté , v. 10, n. 4, p. 825-831, dez. 2015

ROSENlund M. Traffic-related air pollution in relation to incidence and prognosis of coronary heart disease. **Epidemiology**, Philadelphia, v. 19, n.1, p. 121-128, 2008.

RUMEL, D. et al . Infarto do miocárdio e acidente vascular cerebral associados à alta temperatura e monóxido de carbono em área metropolitana do sudeste do Brasil. **Revista Saúde Pública**, São Paulo , v. 27, n. 1, fev. 1993.

SALMON, M. et al. Proliferation of airway epithelium after ozone exposure. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, 157, p.970-977, 1998.

SARANGAPANI R et al. Evaluation of the potential impact of age- and gender specific lung morphology and ventilation rate on the dosimetry of vapors. **Inhalation Toxicology**, New York, v.15, p. 987–1016, 2003.

SÃO PAULO. SEADE. **Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados**. Disponível em - <http://www.seade.gov.br/produtos/projpop/index.php>. Acesso em - 12 ago 2013.

SÃO PAULO (Estado). Decreto 59.113, 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, 24 abr. 2013. Seção I, v. 123, n. 76, p.1-4.

SCHMIDT, C. M. C. **Modelo de regressão de Poisson aplicado à área da saúde**. Ijuí, 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem Matemática) - Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, 2003.

SILVA, A.M.C. et al . Particulate matter originating from biomass burning and respiratory. **Revista Saúde Pública**, São Paulo , v. 47, n. 2, p. 345-352, abr 2013 .

SOUZA, J.R.M et al . Níveis séricos de interleucina-6 (IL-6), interleucina-18 (IL-18) e proteína C reativa (PCR) na síndrome coronariana aguda sem supradesnívelamento do ST em pacientes com diabetes tipo 2. **Arquivo Brasileiro Cardiologia**, São Paulo , v. 90, n. 2, fev. 2008.

SOUZA T.T.; CORRER C.J. **Tipos de estudos epidemiológicos**. UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Programa de Pós Graduação em Ciências Farmacêuticas Disponível em - <http://pt.slideshare.net/FClinico/tipos-de-estudos-epidemiologicos-26672507>. Acesso em 18 de fevereiro de 2015.

SCHLOSSER, P. Relative roles of convection and chemical reaction for disposition of formaldehyde and ozone in nasal mucus. **Inhalation Toxicology**, New York, v. 11 - p. 967–980, 1999.

SUNNEN G.V. Ozone in medicine - overview and future directions. **Journal of Advancement in Medicine**, New York, v.1, n. 3, p. 159-174, 1988.

TADANO, Y. S. **Análise do impacto de MP10 na saúde populacional - estudo de caso em Araucária, PR**. Curitiba, 2007. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2007.

TADANO, Y. S.; UGAYA, C. M. L.; FRANCO, A. T. **Análise estatística do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional**. In - RIO OIL & GAS 2006 EXPO AND CONFERENCE, 13, 2006, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro - Editora IBP, 2006a.

TADANO, Y.S; UGAYA, C.M.L.; FRANCO, A.T. Método de regressão de Poisson - metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. **Ambiente & sociedade**. Campinas , v. 12, n. 2, dec. 2009 .

TONNE, C et al. Traffic particles and occurrence of acute myocardial infarction - a case-control analysis. **Occupational Environmental Medicine**, London, vol. 66, p. 797–804, 2009.

TUAN, T; VENÂNCIO, T.S.; NASCIMENTO, L.F.C. Efeitos da exposição a poluentes do ar no infarto agudo do miocárdio, segundo gêneros. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, São Paulo, 2016 (em prelo).

URCH B. et al. Acute blood pressure responses in healthy adults during controlled air pollution exposures. **Environmental Health Perspect**, Duhram, v.113, p.1052-1055, 2005

VERMYLEN J., NEMMAR A., NEMERY B., HOYLAERTS M.F. Ambient air pollution and acute myocardial infarction. **Journal Trombosis Haemostasis**, Hoboken, v. 3, n.9 ,p1955-1961, set 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Carbonmonoxide. Enviromental health criteria 13**, Geneva - WHO,1979.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION).Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2000 (WHO Regional Publications, European Series, No. 91).

WOOD, S.C. NO_x **Contol. Chemical Enginnering Progress**, v.90, n.1, p.31-38, 1994.

ANEXO A

A função de ligação canônica é esclarecida de acordo com a Família de Distribuição Exponencial. Para isso, ao considerar 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

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

onde a, b, s e t são funções desconhecidas.

E, substituindo -

$s(y)$ por $\exp[d(y)]$ e

$t(\theta)$ por $\exp[c(\theta)]$

Se $a(y)=y$ e a distribuição $b(\theta)$ é o parâmetro natural da distribuição.

A equação ficará -

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

Suponha agora que a variável de interesse, Y_i , segue um processo de Poisson com média μ e função densidade -

$$P(Y_i = y_i) = \frac{\exp(-\mu_i) \mu_i^{y_i}}{y_i!}$$

Onde $y_i=0,1,2,...$ contagem do número de internações

E reescrevendo a equação acima (Equação 10) no formato da família da distribuição exponencial ficará -

$$\exp\{\ln[P(Y_i=y_i)]\} = \exp\left\{\ln\left[\frac{\exp(-\mu_i)\mu_i^{y_i}}{y_i!}\right]\right\}$$

$$P(Y_i=y_i) = \exp\{\ln[\exp(-\mu)\mu^y] - \ln(y_i!)\}$$

$$P(Y_i=y_i) = \exp\{-\mu_i + y_i \cdot \ln(\mu_i) - \ln(y_i!)\}$$

$$P(Y_i=y_i) = \exp\{y_i \cdot \ln(\mu_i) - \mu_i - \ln(y_i!)\}$$

E ao comparar com a equação $f(y; \theta) = s(y) \cdot t(\theta) \cdot \exp\{b(\theta)\}$

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

Pode-se concluir que -

$$a(y) = 1$$

$$b(\theta) = \exp[\ln(\mu_i)]$$

$$t(\theta) = \exp(\mu_i)$$

$$s(y) = \exp(-\ln(y!))$$

Fazendo $\theta_i = \ln(\mu_i)$, então tem-se $\mu_i = \exp(\theta_i)$

Considerando o vetor de covariáveis (regressoras) x

$$\mu_i = \exp(\theta_i)$$

$$g^{-1}(\eta_i) = \mu_i$$

$$g^{-1}(\eta_i) = \exp(\theta_i)$$

$$\eta_i = \ln(\theta_i)$$

Onde $\theta_i = \mu_i$

$$\eta_i = \ln(\mu_i)$$

$$\ln(\mu_i) = x_i^T \beta \quad (i=1, \dots, n)$$

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 a equação $\ln(\mu_i) = x_i^T \beta$, a suposição é utilizar a parametrização da média exponencial, e assim -

$$\mu_i = \exp(x_i^T \beta)$$

Desse modo, podemos verificar que o procedimento padrão utilizado nas avaliações dos efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde é definido da seguinte forma -

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

APÊNDICE B

Transformação de 1ppm de CO em mg/cm³

Sendo que, para converter ppm , utilizar-se-á

$$PV=nRT$$

E o Volume será dado por -

1cm³ é 0,001 litros

Onde P= 1 atm

$n = \frac{m}{M}$, onde m é a massa do Monóxido e M é a massa molar,

Assim -de Carbono

$$PV=nRT$$

$$1 * 0,001 = \frac{m}{28} * 0,082 * 273$$

$$m = \frac{0,001}{0,7995} = 0,00125g$$

ou seja 1 ppm= 1,25 mg de CO em 1 cm³ de ar.

APÊNDICE B-Continuação

Transformação de 1ppm de NO em mg/cm³

Sendo que, para converter ppm , utilizar-se-á -

$$PV=nRT$$

E o Volume será dado por -

$$1\text{cm}^3 \text{ é } 0,001 \text{ litros}$$

Onde P= 1 atm

$$n = \frac{m}{M}, \text{ onde } m \text{ é a massa do Monóxido e } M \text{ é a massa molar,}$$

Assim -mol do NO= 30 g

$$PV=nRT$$

$$1 * 0,001 = \frac{m}{30} * 0,082 * 273$$

$$m = \frac{0,001}{0,7462} = 0,00134$$

ou seja 1 ppm= 1,34 mg de NO em 1 cm³ de ar.

Transformação de 1ppm de NO₂ em mg/cm³

E o mol de NO₂ é 46g

$$PV=nRT$$

$$1 * 0,001 = \frac{m}{46} * 0,082 * 273$$

$$m = \frac{0,001}{0,4866} = 0,00205$$

ou seja 1 ppm= 2,05 mg de NO em 1 cm³ de ar.

APÊNDICE B- Continuação

Transformação de 1ppm de SO₂ em mg/cm³

Sendo que, para converter ppm, utilizar-se-á -

$$PV=nRT$$

E o Volume será dado por -

$$1\text{cm}^3 \text{ é } 0,001 \text{ litros}$$

$$\text{Onde } P = 1 \text{ atm}$$

$n = \frac{m}{M}$, onde m é a massa do Monóxido e M é a massa molar,

Assim - mol do SO₂ = 64 g

$$PV=nRT$$

$$1 * 0,001 = \frac{m}{64} * 0,082 * 273$$

$$m = \frac{0,001}{0,3497} = 0,00285$$

ou seja 1 ppm = 2,85 mg de SO₂ em 1 cm³ de ar.