

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE A REDAÇÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA POR YARA DE
SOUZA TADANO E APROVADA
PELA COMISSÃO JULGADORA EM 27, 02, 12
Ricard Aguiar M.
ORIENTADOR

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA
COMISSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA

Yara de Souza Tadano

Simulação da Dispersão dos Poluentes
Atmosféricos para Aplicação
em Análise de Impacto

Campinas, 2012

24/2012

Yara de Souza Tadano

Simulação da Dispersão dos Poluentes Atmosféricos para Aplicação em Análise de Impacto

Tese apresentada ao Curso de Doutorado da Faculdade
de Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de
Campinas, como requisito para a obtenção do título de
Doutora em Engenharia Mecânica

Área de Concentração: **Térmicas e Fluidos**

Orientador: **Prof. Dr. Ricardo Augusto Mazza**

Co-Orientador: **Prof. Dr. Edson Tomaz**

Campinas

2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

T12s	Tadano, Yara de Souza Simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos para aplicação em análise de impacto / Yara de Souza Tadano. --Campinas, SP: [s.n.], 2012. Orientadores: Ricardo Augusto Mazza, Edson Tomaz. Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica. 1. Ar - Poluição. 2. Ar - Poluição - Previsão. 3. Ar - Poluição - Programas de computador. I. Mazza, Ricardo Augusto. II. Tomaz, Edson. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Mecânica. IV. Título.
------	--

Título em Inglês: Simulation of air pollutants dispersion for appliance in impact analysis

Palavras-chave em Inglês: Air pollution, Air pollution - Prediction, Air pollution - Computer programs

Área de concentração: Térmica e Fluidos

Titulação: Doutor em Engenharia Mecânica

Banca examinadora: Arnaldo Cesar da Silva Walter, Lourdes Conceição Martins, Waldir Nagel Schirmer, Marcelo Risso Errera

Data da defesa: 27-02-2012

Programa de Pós Graduação: Engenharia Mecânica

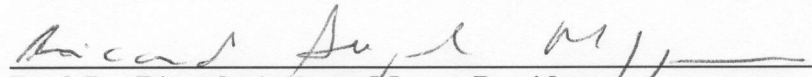
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA
COMISSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA
DEPARTAMENTO DE ENERGIA

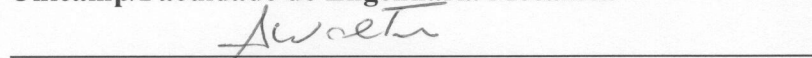
TESE DE DOUTORADO

Simulação da Dispersão dos Poluentes
Atmosféricos para Aplicação
em Análise de Impacto

Autora: **Yara de Souza Tadano**
Orientador: **Ricardo Augusto Mazza**
Co-Orientador: **Edson Tomaz**

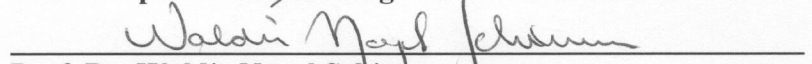
A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta Tese:


Prof. Dr. Ricardo Augusto Mazza, Presidente
Unicamp/Faculdade de Engenharia Mecânica


Prof. Dr. Arnaldo Cesar da Silva Walter
Unicamp/Faculdade de Engenharia Mecânica


Prof^a. Dr^a. Lourdes Conceição Martins
UNISANTOS/Pós-graduação em Saúde Coletiva


Prof. Dr. Marcelo Risso Errera
UFPR/Departamento de Engenharia Ambiental


Prof. Dr. Waldir Nagel Schirmer
UNICENTRO/Engenharia Ambiental

Campinas, 27 de fevereiro de 2012

Dedicatória

Dedico esta Tese aos esforços e incentivo dos meus pais **Mario Tadano** e **Maria das Graças de Souza Tadano**.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. *Ricardo Augusto Mazza* pela orientação e confiança;

Ao Prof. Dr. *Edson Tomaz*, pela co-orientação, amizade e paciência;

Aos Prof. Dr. *Lourdes Conceição Martins, Arnaldo Cesar da Silva Walter, Marcelo Risso Errera e Waldir Nagel Schirmer*, por aceitarem a tarefa de julgar este trabalho;

Aos colegas de Graduação e Pós-Graduação, por todo apoio e amizade;

Às minhas amigas de república e vizinhos, pela convivência em família com brigas, risadas, paciência e muitos momentos de relaxamento;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro na forma de bolsa de doutorado;

À minha família, em especial meus pais *Mario e Graça*, meus irmãos *Yukari, Karine, Eder e Marta* pelo amor incondicional, por acreditarem na minha capacidade e darem forças nesta caminhada;

Ao meu amado noivo *Thiago*, pelo incentivo, paciência, cumplicidade, amor, carinho e confiança;

E, principalmente, a *Deus*, sempre presente nos momentos de maior dificuldade.

Muitíssimo Obrigada!

*“Tudo o que um sonho precisa para ser realizado
é alguém que acredite que ele possa ser realizado”*

Roberto Shinyashiki

RESUMO

Atualmente os estudos de poluição atmosférica são divididos naqueles que simulam a dispersão dos poluentes e nos que avaliam o impacto da poluição na saúde, não sendo frequentes estudos que envolvem as duas áreas. O objetivo desta pesquisa é propor uma metodologia de união da dispersão com o impacto na saúde, utilizando ferramentas já consolidadas, no intuito de possibilitar avaliações de impacto em regiões que não possuem dados de monitoramento, e ainda a previsão de novos impactos. O estudo foi dividido em três partes. Primeiramente, a validação da simulação da dispersão de NO_x (óxidos de nitrogênio), SO_2 (dióxido de enxofre), CO (monóxido de carbono) e MP_{10} (material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a $10 \mu\text{m}$) na Região Metropolitana de Campinas no inverno de 2009. Em seguida, a avaliação do impacto de CO e MP_{10} no número de internações por doenças respiratórias em Campinas de 2007 a 2008. Finalmente, a avaliação do impacto de CO e MP_{10} em Campinas de 2007 a 2008 utilizando dados simulados e a previsão trimestral de impacto para o ano de 2009. Os resultados apontaram que a modelagem da dispersão se mostrou adequada e ainda que os modelos de impacto que se ajustaram melhor aos dados de 2007 a 2008 correspondem ao impacto de sete dias após a exposição, que apresentaram o menor Coeficiente de Informação de Akaike e os coeficientes de regressão estiveram estatisticamente significativos. A metodologia de união se mostrou satisfatória para a realização de estudos de impacto em regiões onde não existem dados de monitoramento, sendo que os riscos relativos (RR) das análises com dados simulados ficaram próximos dos RR com dados monitorados. As previsões trimestrais de 2009 apresentaram uma diferença máxima em relação aos dados medidos de 34% para o CO e de 35% para o MP_{10} , que são consideradas boas, pois existem outros fatores que podem levar à internação por doenças respiratórias. Conclui-se que a metodologia de união é útil para o estudo do impacto da poluição na saúde em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar e ainda para a previsão de impacto trimestral de novos cenários, podendo dar início a uma nova área de pesquisa.

Palavras-chave: Dispersão Atmosférica, Impacto à Saúde, União de Metodologias, Previsão de Impacto.

ABSTRACT

Currently, air pollution studies are divided in studies that simulate pollutants dispersion and those assessing pollution impacts on health. Studies involving these two areas are not usual. Then, this research aims to present a methodology of union between dispersion and health impact, using tools already consolidated, in order to enable impact assessment in areas that do not have monitoring data and also the prediction of further impacts. This study was divided in three parts: First one, the dispersion modeling validation, by simulating the dispersion of NO_x (nitrogen oxides), SO₂ (sulfur dioxide), CO (carbon monoxide) and PM₁₀ (particulate matter with an aerodynamic diameter less or equal to 10 μ m) at Metropolitan Region of Campinas during 2009 winter. Second one, the assessment of CO and PM₁₀ impact on the number of hospital admissions for respiratory diseases in Campinas from 2007 to 2008. Finally, CO and PM₁₀ impact assessment at Campinas from 2007 to 2008 using simulated data and the 2009 trimester's impact prediction. The results showed that the dispersion modeling is appropriate and the impact models that best fit data from 2007 to 2008 was considering the impact seven days after exposition, which presented the smallest Akaike Information Criterion (AIC) and the regression coefficients were statistically significant. The union methodology showed satisfactory to realize impact studies in regions with no monitoring data, as the relative risks (RR) of the analysis using simulated data was very close to the RR using monitored data. The 2009 trimester's predictions showed a maximum difference in relation to measure data of 34% for CO and of 35% for PM₁₀, which are considered good differences, as there are other factors that can lead to hospital admissions for respiratory diseases. In conclusion, the union methodology is useful to studies of the air pollution impact on health in regions with no air quality monitoring data and also to predict trimester's impact for new scenarios. It may initiate a new research area.

Keywords: Atmospheric Dispersion, Health Impact, Methodologies Union, Impact Prediction.

LISTA DE FIGURAS

2.1 - Perfis de temperatura para (a) uma atmosfera instável e (b) uma atmosfera estável (Adaptado de Seinfeld e Pandis, 2006).	10
2.2 - Desenhos esquemáticos dos padrões instantâneos das plumas (Adaptado de Arya, 1999)..	12
3.1 - Sistemas de coordenadas e as distribuições de concentração consideradas nos modelos de pluma Gaussiana (Turner, 1970 apud Ueda, 2010).	43
3.2 - Exemplo de gráfico da função de autocorrelação (FAC) parcial em relação a dias de defasagem (lag).	55
4.1 - Mapa topográfico da Região Metropolitana de Campinas.....	64
4.2 - Rosa dos ventos de 21 de junho a 22 de setembro de 2009.	67
4.3 - Rosa dos ventos de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2007.	67
4.4 - Rosa dos ventos de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2008.	68
4.5 - Localização das fontes pontuais consideradas neste estudo.....	72
4.6 - Principais vias dos municípios de Campinas e Paulínia.	73
4.7 - Idade da frota veicular do Brasil em 2009 (ANFAVEA, 2010).....	75
4.8 - Contribuição das emissões atmosféricas dos municípios de Campinas e Paulínia por tipo de fonte (veicular – abaixo; industrial – acima) para os anos de 2007, 2008 e 2009.....	82
4.9 - Localização das grades receptoras.	83
5.1 - Valores das máximas concentrações das médias horárias de NO_x para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	90
5.2 - Valores das concentrações médias de NO_x do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	91
5.3 - Valores das máximas concentrações das médias diárias de SO_2 para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	92
5.4 - Valores das concentrações médias de SO_2 do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	92
5.5 - Valores das máximas concentrações das médias horárias de CO para o período entre 21 de junho e 22 setembro de 2009.....	93
5.6 - Valores das máximas concentrações das médias de 8 horas de CO para o período entre 21 de junho e 22 setembro de 2009.....	94

5.7 - Valores das máximas concentrações das médias diárias de MP_{10} para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	95
5.8 - Valores das concentrações médias de MP_{10} do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.	95
5.9 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para CO (A) e MP_{10} (B) sem a inclusão de resíduos.....	101
5.10 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para CO (A) e MP_{10} (B) incluindo o primeiro resíduo.....	101
5.11 - Estimativa do risco relativo para o modelo considerando o impacto sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo em função do aumento na concentração de CO ($\mu g/m^3$) com intervalo de confiança de 95% (linha tracejada).	108
5.12 - Estimativa do risco relativo para o modelo considerando o impacto sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo em função do aumento na concentração de MP_{10} ($\mu g/m^3$) com intervalo de confiança de 95% (linha tracejada).	109
5.13 - Risco relativo em função da concentração de CO para o modelo simulado no receptor discreto ($CO_{(rd)}$), no receptor polar ($CO_{(rp)}$) e monitorado ($CO_{(mon)}$) com seus respectivos intervalos de confiança de 95%.	115
5.14 - Risco relativo em função da concentração de MP_{10} para o modelo simulado no receptor discreto ($MP_{10(rd)}$), no receptor polar ($MP_{10(rp)}$) e monitorado ($MP_{10(mon)}$) com seus respectivos intervalos de confiança de 95%.	119
D.1 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	151
D.2 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após um dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	151
D.3 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	152
D.4 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após três dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	152
D.5 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	152

D.6 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	153
D.7 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	153
D.8 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	153
D.9 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	154
D.10 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após um dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	154
D.11 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	155
D.12 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após três dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).	155
D.13 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	155
D.14 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	156
D.15 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	156
D.16 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	156
D.17 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	157
D.18 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	157
D.19 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	158
D.20 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	158

D.21 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	158
D.22 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	159
D.23 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	159
D.24 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	159
D.25 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	160
D.26 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	160
D.27 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	161
D.28 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	161
D.29 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	161
D.30 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	162
D.31 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	162
D.32 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	162
D.33 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	163
D.34 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	163
D.35 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	164

D.36 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	164
D.37 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	164
D.38 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	165
D.39 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	165
D.40 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	165
D.41 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	166
D.42 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	166
D.43 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	167
D.44 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	167
D.45 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	167
D.46 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	168
D.47 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	168
D.48 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).	168

LISTA DE TABELAS

1.1 - Eventos de poluição atmosférica excessiva (Derisio, 2000).	3
2.1 - Características de cada um dos tipos de estudos (Adaptado de Dominici <i>et al.</i> , 2003).	29
2.2 - Vantagens e desvantagens de cada um dos tipos de estudos (Adaptado de Dominici <i>et al.</i> , 2003).	30
2.3 - Exemplos de aplicação dos quatro tipos de estudos epidemiológicos de poluição atmosférica.	31
2.4 - Histórico dos estudos que levaram à modelagem estatística denominada GLM (McCullagh e Nelder, 1989).	34
2.5 - Funções de ligação canônica de algumas distribuições da família exponencial (McCullagh e Nelder, 1989).	37
3.1 - Critério de turbulência lateral para estimativas de classes de estabilidade de Pasquill-Gifford (U.S.EPA, 2000).	48
3.2 - Ajuste da classe de estabilidade de Pasquill-Gifford com velocidade do vento (U.S.EPA, 2000).	48
4.1 - Dados epidemiológicos e demográficos para Campinas em 2007, 2008 e 2009 (Datasus, 2011 e IBGE, 2011).	65
4.2 - Nomenclatura das fontes industriais da RMC consideradas no estudo e os nomes das indústrias correspondentes.	69
4.3 - Estimativa de emissões atmosféricas de NO _x e SO ₂ das fontes pontuais da RMC para 2007, 2008 e 2009 (Adaptado de Cetesb, 2010b).	70
4.4 - Estimativa de emissões atmosféricas de MP ₁₀ e CO das fontes pontuais da RMC para 2007, 2008 e 2009 (Adaptado de Cetesb, 2010b).	71
4.5 - Dados das chaminés.	72
4.6 - Porcentagem de veículos por tipo e tipo de combustível de Campinas e Paulínia.	76
4.7 - Quilometragem anual para veículos novos.	78
4.8 - Emissões da frota de Campinas para cada poluente para 2007, 2008 e 2009.	80
4.9 - Emissões da frota de Paulínia para cada poluente para 2007, 2008 e 2009.	81
4.10 - Características das grades receptoras.	83

4.11 - Estações de monitoramento da qualidade do ar administradas pela Cetesb e suas respectivas coordenadas UTM e elevação.	83
5.1 - Concentrações preditas de NO _x e medidas de NO ₂ nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul.	86
5.2 - Concentrações preditas e medidas de SO ₂ nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-B.Cascata.	87
5.3 - Concentrações preditas e medidas de CO na estação Campinas.	88
5.4 - Concentrações preditas e medidas de MP ₁₀ nas estações Paulínia-Centro, Paulínia-Sul e Campinas.	88
5.5 - Padrões nacionais de qualidade do ar (Cetesb, 2010b).	89
5.6 - Estatística descritiva para internações hospitalares por doenças respiratórias (DR), concentração de CO e MP ₁₀ e variáveis meteorológicas.	97
5.7 - Matriz de correlações de Pearson entre internações por doenças respiratórias (DR), concentração de CO e MP ₁₀ e variáveis meteorológicas.	98
5.8 - Primeiros valores do banco de dados considerado nesta etapa da Tese.	99
5.9 - Comparação dos modelos considerando números diferentes de graus de liberdade para ajustar a sazonalidade.	100
5.10 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.	103
5.11 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos após incluir o primeiro resíduo.	103
5.12 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de MP ₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.	104
5.13 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de MP ₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos após incluir o primeiro resíduo.	104
5.14 - Resultados das análises para o impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.	105
5.15 - Resultados das análises para o impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos com inclusão do primeiro resíduo.	106
5.16 - Resultados das análises do impacto de MP ₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.	107

5.17 - Resultados das análises do impacto de MP ₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos com inclusão do primeiro resíduo.	107
5.18 - Comparação entre as concentrações de CO monitoradas e as simuladas de 2007 a 2008.	111
5.19 - Avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.	112
5.20 - Avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos após incluir o primeiro resíduo.	112
5.21 - Resultados das análises para o impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.	113
5.22 - Resultados das análises para o impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos com inclusão de resíduos.	113
5.23 - Resultados do modelo de impacto para CO simulado e monitorado.	114
5.24 - Comparação entre as concentrações de MP ₁₀ monitoradas e as simuladas de 2007 a 2008.	116
5.25 - Resultados da avaliação de ajuste para o impacto de MP ₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.	116
5.26 - Resultados da avaliação de ajuste para o impacto de MP ₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos após incluir o primeiro resíduo.	117
5.27 - Resultados das análises para o impacto de MP ₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.	118
5.28 - Resultados das análises para o impacto de MP ₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos com inclusão de resíduos.	118
5.29 - Resultados do modelo de impacto para MP ₁₀ simulado e monitorado.	119
5.30 - Valores mínimos, máximos e médios para concentração de CO e MP ₁₀ em 2009 e número de internações hospitalares por doenças respiratórias de 2007 a 2008.	122
5.31 - Valores medidos e previstos pela metodologia proposta de internações hospitalares por doenças respiratórias devido à concentração de CO.	124
5.32 - Valores medidos e previstos pela metodologia proposta de internações hospitalares por doenças respiratórias devido à concentração de MP ₁₀ .	124
A.1 - Fontes pontuais da Replan com suas respectivas localizações e características (Petrobras, 2006).	141

A.2 - Fatores médios de emissão de veículos leves novos estabelecidos no Proconve (Adaptado de Cetesb, 2010a).	142
A.3 - Fatores de emissão para material particulado publicados em Cetesb (1994).	142
A.4 - Fatores de emissão para cada poluente publicados nos Relatórios de Qualidade do ar da Cetesb (Adaptado de Cetesb, 2010b).	143

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Letras Latinas

CP	concentração de poluente
$\bar{c}$	concentração média de um determinado poluente
$cov()$	covariância
$c(x, t)$	concentração média de poluente em x no tempo t
$\bar{c}(x, y, z, t)$	concentração média de poluente no espaço e no tempo
D_i	difusividade molecular do poluente i
DR	doenças respiratórias
dds	dias da semana
$E()$	Valor esperado ou esperança
E_F	emissão do poluente de interesse da frota
F	feriado
FE_F	fator de emissão da frota para o poluente de interesse
$f_y()$	função densidade de probabilidade
g	função linear
gl	graus de liberdade
h_s	altura da fonte pontual
h_e	altura efetiva do <i>puff</i>
k	número de variáveis explicativas
$K, K_i, K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}$	coeficientes de difusão turbulenta nas direções x , y e z
$\overline{KM}$	quilometragem média anual
N	número de veículos da frota
n	número de observações
$P(x, t x', t')$	função densidade de probabilidade das partículas
Q	taxa de emissão de poluentes

R_i	taxa de geração do poluente i
r	coeficiente de correlação de Pearson
r_i^w	resíduo <i>working</i>
$\bar{S}$ ou $S(x', t')$	termos fontes ou sumidouros
T	temperatura média do ar
t	tempo
u	velocidade do vento na direção x
UR	umidade relativa do ar
u^*	velocidade de fricção
u_{10}	velocidade do vento à 10 metros de altura
$\bar{u}_i$	vetor velocidade média do vento nas direções x , y e z
u'_j	flutuação aleatória da velocidade em cada direção x , y e z
$\overline{u'_i c'_i}$	fluxos turbulentos de concentração
v	velocidade do vento na direção y
w	velocidade do vento na direção z
$\mathbf{X}^T$	vetor transposto das variáveis explicativas
x_i	variáveis explicativas
y	variável resposta
y_i	valores medidos da variável resposta
z_m	altura da camada de mistura (m)

.....

Letras Gregas

α	nível de significância
β	vetor dos coeficientes de regressão
β_i	coeficientes de regressão

Δh	diferença entre a altura efetiva do <i>puff</i> e a altura da fonte pontual
δ	pulso de comprimento
ε	erro de previsão
ζ	parâmetro de Coriolis
η	função de ligação
θ	parâmetro de localização ou parâmetro canônico
l	função de log-verossimilhança
μ	média da variável resposta
$\hat{\mu}_i$	valores ajustados da variável resposta
μg	microgramas
μm	micrômetros
σ	desvio padrão
σ_A	desvio padrão do vento (ângulo azimutal)
σ_x, σ_y e σ_z	parâmetros de difusão <i>puff</i>
σ^2	variância
τ	<i>t</i> de <i>Student</i>
ϕ	parâmetro de dispersão
φ	latitude (°)
χ^2	qui-quadrado

.....

Abreviações

AERMOD	<i>American Meteorology Society – Environmental Protection Agency – Regulatory Model</i>
AIC	<i>Akaike Information Criterion</i> (Critério de Informação de Akaike)
ANFAVEA	Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores – Brasil

ARPS	<i>Advanced Regional Prediction System</i>
CALGRID	<i>California Photochemical Grid Model</i>
CALPUFF	<i>California Puff Model</i>
CBL	<i>Convective Boundary Layer</i> (Camada Limite Convectiva)
Cetesb	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFD	<i>Computational Fluid Dynamics</i> (Dinâmica dos Fluidos Computacional)
CID-10	Classificação Internacional das Doenças
CO	Monóxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Composto Orgânicos Totais
EIA – RIMA	Estudo de Impacto Ambiental – Relatório de Impactos ao Meio Ambiente
EMQAr	Estação (ões) de Monitoramento e Qualidade do Ar
FAC	Função de Autocorrelação
FDDA	<i>Four Dimensional Data Assimilation</i>
GAM	<i>Generalized Additive Model</i> (Modelo Aditivo Generalizado)
GLIM	<i>Generalized Linear Interactive Models</i>
GLM	<i>Generalized Linear Model</i> (Modelo Linear Generalizado)
H ₀	Hipótese nula
H ₁	Hipótese alternativa
HC	Hidrocarbonetos
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ISCST3	<i>Industrial Source Complex, Short Term, 3ª geração</i>
LOESS	<i>locally weighted running line</i>
MC2	<i>Mesoscale Compressible Community</i>
MM5	<i>NCAR/PennState Mesoscale Model</i>
MP	Material Particulado
MP ₁₀	Material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 10 μm).
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
NO _x	Óxidos de Nitrogênio
ns	<i>natural cubic spline</i> (spline cúbico natural)
O ₃	Ozônio
Pb	Chumbo
PBL	<i>Planetary Boundary Layer</i> (Camada Limite Planetária)
P-G	estabilidade de Pasquill-Gifford
PI	Partículas Inaláveis
Proconve	Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores
Promot	Programa de Controle de Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RAMS	<i>Regional Atmospheric Modeling System</i>
RMC	Região Metropolitana de Campinas
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RR	Risco relativo

SO ₂	Dióxido de Enxofre
SO _x	Óxidos de Enxofre
TREM	<i>Transport Emission model for Line Sources</i>
U.S.EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana)
UAM	<i>Urban Airshed Model</i>
VADIS	<i>Local Scale Dispersion Models</i>

.....

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 - Objetivos	5
1.2 - Estrutura da Tese	6
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 - Modelagem da Dispersão dos Poluentes Atmosféricos	7
2.1.1 - Estabilidade atmosférica	9
2.1.2 - Tipos de plumas de poluentes	10
2.1.3 - Modelos Eulerianos	15
2.1.4 - Modelos Lagrangeanos	16
2.1.5 - Modelos Gaussianos	17
2.1.6 - Modelos de puff Gaussianos	18
2.1.7 - Estudos de dispersão atmosférica	19
2.2 - Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde	21
2.2.1 - Efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde	22
2.2.2 - Estudos caso-cruzamento	24
2.2.3 - Estudos de painel	25
2.2.4 - Estudos de coorte	25
2.2.5 - Estudos de séries temporais	26
2.2.6 - Análise de regressão	32
2.2.7 - Modelos de regressão	33
2.2.8 - Modelos lineares generalizados (GLM)	35
2.2.9 - Modelo de regressão de Poisson	37

3. METODOLOGIA	41
3.1 - Modelo de Dispersão dos Poluentes Atmosféricos	41
3.1.1 - Modelo de pluma gaussiana	41
3.1.2 - Dados utilizados no ISCST3	45
3.2 - Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde	49
3.2.1 - Banco de dados	50
3.2.2 - Ajuste de tendências temporais	52
3.2.2.1 - Sazonalidade	52
3.2.2.2 - Dias da semana e feriados	53
3.2.2.3 - Funções de autocorrelação parcial	54
3.2.3 - Avaliação do ajuste	56
3.2.3.1 - Pseudo R^2	56
3.2.3.2 - Estatística qui-quadrado	57
3.2.4 - Análise dos resultados	58
3.2.4.1 - Critério de informação de Akaike	58
3.2.4.2 - Teste <i>t</i> de Student	59
3.2.4.3 - Risco relativo	59
3.3 - Metodologia Proposta de União das Duas Modelagens	60
4. ESTUDO DE CASO	63
4.1 - Características da Região Metropolitana de Campinas	63
4.2 - Dados Meteorológicos	65
4.3 - Inventário de Emissões Industriais	68
4.4 - Inventário de Emissões Veiculares	72
4.4.1 - Frota Veicular	73
4.4.2 - Fatores de emissão	76
4.4.3 - Cálculo de emissão da frota	78
4.4.4 - Receptores	82

5. RESULTADOS	85
5.1 - Simulação da Dispersão dos Poluentes Atmosféricos	85
5.1.1 - Avaliação da simulação	85
5.1.2 - Comparação com os padrões de qualidade do ar	89
5.2 - Avaliação do Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde	96
5.2.1 - Banco de dados	97
5.2.2 - Ajuste das tendências temporais de longo e curto prazo	98
5.2.3 - Resultados da avaliação do ajuste	101
5.2.4 - Análise do risco relativo	107
5.3 - Nova Metodologia	109
5.3.1 - Metodologia para regiões sem EMQAr	109
5.3.2 - Metodologia para previsões	120
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	127
6.1 - Conclusões	127
6.2 - Contribuições desta Tese	129
6.3 - Sugestões para Trabalhos Futuros	129
REFERÊNCIAS	131
ANEXO A – TABELA EIA-RIMA REPLAN E TABELAS PARA CÁLCULO DOS FATORES DE EMISSÃO	141
ANEXO B - ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DE REGRESSÃO (PAULA, 2004)	145

ANEXO C – DISTRIBUIÇÕES *T* DE *STUDENTE* QUI-QUADRADO 149

ANEXO D – GRÁFICOS DAS FAC PARCIAL 151

D.1 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO monitorado (CO_{mon}) 151

D.2 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO simulado na EMQAr de Campinas (CO_{rd}) 154

D.3 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO simulado na grade polar que cobre o Município de Campinas (CO_{rp}) 157

D.4 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP₁₀ monitorado (MP_{10(mon)}) 160

D.5 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP₁₀ simulado na EMQAr de Campinas (MP_{10(rd)}) 163

D.6 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP₁₀ simulado na grade polar que cobre o município de Campinas (MP_{10(rp)}) 166

1. INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica não é uma consequência apenas da urbanização e da industrialização, mas existem também episódios preocupantes de poluição provocados por fontes naturais, como o do vulcão Eyjafjallajökull, na Islândia, que entrou em erupção no dia 14 de abril de 2010, provocando preocupação quanto aos impactos à saúde. Sua última erupção havia sido em 1823. A Organização Mundial da Saúde (*World Health Organization* - WHO, 2011) divulgou a preocupação com os efeitos das cinzas do vulcão que continham 25% de MP₁₀ (material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 10 μm) e alertou a população quanto à possibilidade de ocorrer irritações nos olhos e problemas respiratórios caso as cinzas atingissem a baixa atmosfera em altas concentrações, acrescentando ainda que a concentração das cinzas em cada região dependeria das condições de vento e temperatura atmosférica local. Outro episódio recente de poluição atmosférica por fontes naturais foi a erupção do vulcão chileno Puhuehue, considerada a pior dos últimos 50 anos. O vulcão entrou em erupção no dia 04 de junho de 2011 e devido às condições atmosféricas, as cinzas do vulcão chegaram a atingir todos os países do chamado Cone Sul – Brasil, Argentina, Paraguai, Uruguai e Chile. Contudo, os episódios de poluição atmosférica por fontes naturais não ocorrem com tanta frequência como a poluição urbana. Portanto, a maior preocupação quanto à poluição atmosférica está relacionada à constante emissão de poluentes devido à urbanização e industrialização.

Com o crescimento das áreas urbanas e a revolução industrial, as pessoas tiveram acesso a muitas facilidades, como transporte, energia, educação, abastecimento, porém, como consequência, a qualidade do ar piorou. No início da revolução industrial não havia muita preocupação com os aspectos ambientais, com a humanidade extraindo do planeta os recursos necessários para sua sobrevivência sem preocupação com os danos causados ao meio ambiente. Esse descaso ultimamente vem sendo fortemente combatido devido aos inúmeros casos de desastres ambientais, o que promoveu uma maior conscientização da população e motivou estudos de emissões e dispersão de poluentes, e seus impactos na saúde da população, principalmente em grandes centros.

Um dos registros mais antigos de poluição do ar urbano aconteceu no ano de 1283, na cidade inglesa de Nottingham, quando se formaram nuvens de fumaça preta, provenientes da queima de carvão mineral utilizado no aquecimento das residências. Ainda segundo Danni-Oliveira (1999), com o crescimento da população e consequente aumento no consumo de carvão mineral, e ainda com o início do processo maciço de industrialização, houve uma redução na qualidade do ar devido à intensificação e diversificação dos poluentes emitidos para a atmosfera, em particular nas cidades inglesas, precursoras do processo de concentração industrial. Não foi por outra razão que o primeiro manual sobre climatologia urbana tenha surgido em Londres no ano de 1818, de autoria de Luke Howard (Danni-Oliveira, 1999). No século XX, a presença cada vez maior de veículos a combustão, associada à industrialização, e condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão de poluentes provocou em diversas regiões do planeta a ocorrência de vários fenômenos críticos e alarmantes de poluição atmosférica excessiva, registrando perdas de vidas ou danos à saúde. Alguns exemplos de eventos de poluição atmosférica excessiva são apresentados na Tabela 1.1.

O primeiro fenômeno registrado de poluição atmosférica urbana excessiva ocorreu na região industrial do vale do rio Meusa e provocou 63 mortes por problemas respiratórios, principalmente em crianças e idosos (Derisio, 2000), conforme apresenta a Tabela 1.1. Outro fenômeno alarmante ocorreu em 1948, na cidade de Donora, na Pensilvânia, Estados Unidos, em que ocorreram 17 óbitos e 6.000 habitantes apresentaram problemas respiratórios e forte irritação nos olhos, muito acima da quantidade comum de duas mortes para uma região com 14.000 habitantes (Branco e Murgel, 2001). O mais emblemático e grave dos fenômenos de poluição atmosférica urbana excessiva aconteceu em Londres, no período de inverno de 1952. A cidade ficou coberta por partículas de dióxido de enxofre (SO₂) e material particulado (MP) em concentrações até nove vezes maiores do que a média para ambos os poluentes. Este fenômeno ficou conhecido como “Névoa Negra”, provocando mais de 4.000 óbitos na semana seguinte ao evento (acima da média no mesmo período) e mais 4.000 nos dois meses seguintes ao fenômeno (Braga *et al.*, 2005).

Tabela 1.1 - Eventos de poluição atmosférica excessiva (Derisio, 2000).

Ano	Local	Poluente	Causa	Consequências
1930	Vale do Rio Meusa, Bélgica	Diversos poluentes	Inversão térmica na região industrial	63 óbitos por DR ⁽¹⁾
1948	Donnora, Pensilvânia, EUA	MP e SO ₂	Fabricas de ácido sulfúrico e beneficiamento de zinco	17 óbitos e 6000 pessoas com DR
1952	Londres, Inglaterra	MP e SO ₂	---	mais de 4000 óbitos

(1): DR – Doenças Respiratórias.

O crescimento da questão ambiental nos anos seguintes resultou na criação da Agência de Proteção Ambiental norte-americana (U.S.EPA¹) por volta de 1970, que tem desenvolvido metodologias de monitoramento e controle de qualidade do ar (Danni-Oliveira, 1999). A U.S.EPA estabeleceu então padrões de qualidade do ar para seis poluentes específicos: partículas totais em suspensão (PTS), SO₂, monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrogênio (NO₂), ozônio (O₃) e chumbo (Pb) (Braga *et al.*, 2005).

Na Europa, em 1956 e 1968, o Parlamento Inglês, influenciado pelo fenômeno ocorrido em 1952 na cidade de Londres, desenvolveu ações controladoras como os “*Clean Air Acts*”, ampliando os controles de emissão de poluentes atmosféricos industriais e veiculares (Braga *et al.*, 2005). Os países desenvolvidos aperfeiçoaram formas rígidas de controle ambiental, exigindo muito das indústrias, que começaram então a migrar para países onde a legislação e o controle eram menos rígidos e até mesmo inexistentes, provocando um aumento das concentrações de poluentes atmosféricos nos países em desenvolvimento.

No Brasil, o órgão federal que estabelece as normas de monitoramento e controle da poluição atmosférica, bem como os padrões de qualidade do ar que devem ser seguidos, foi criado em 1981 e denominado Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), vinculado ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (Derisio, 2000). Os padrões de qualidade do ar para PTS, fumaça, partículas inaláveis (PI), SO₂, CO, O₃ e NO₂, bem como os níveis de concentração considerados críticos para estes poluentes

¹ United States Environmental Protection Agency (U.S.EPA).

foram estabelecidos na Resolução nº 3 de 28/6/90 – CONAMA (Derisio, 2000), sendo que desde 1976 já havia a legislação ambiental do Estado de São Paulo (Lei 997/76 e Decreto 8468/76).

Além da grande contribuição das indústrias para as emissões de poluentes, os veículos possuem um papel importante. De acordo com a União Européia (European Commission, 2002 *apud* Jacondino, 2005), as emissões veiculares foram responsáveis por 63% de CO, 39% de hidrocarbonetos (HC), 47% de óxidos de nitrogênio (NO_x) e 29% de dióxido de carbono (CO₂) lançados na atmosfera. Na Região Metropolitana de São Paulo, em 2009, as emissões veiculares foram responsáveis por aproximadamente 97% das emissões de CO, HC e NO_x e ainda por 32 e 40% das emissões de SO_x e MP₁₀, respectivamente (Cetesb, 2010b). Medidas como a inovação tecnológica dos veículos e o uso de combustíveis mais limpos têm contribuído para uma significativa redução das emissões veiculares. Entretanto, o crescimento da frota veicular e o aumento nas distâncias percorridas aumentam as emissões veiculares geradas (WBCSD, 2001).

No Brasil, em 1986, o CONAMA estabeleceu o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e regulamentado pela Lei n. 8.723 de outubro de 1993. “Baseado na experiência dos países desenvolvidos, o PROCONVE exige que os veículos e motores novos atendam a limites máximos de emissão em ensaios padronizados e com combustíveis de referência”. Estes limites foram se tornando mais restritivos, conforme as fases de implantação do programa. A partir do PROCONVE, é proibida a comercialização de modelos de veículos não homologados segundo os critérios estabelecidos no PROCONVE (Cetesb, 2010b).

Os estudos relacionados com a poluição atmosférica podem ser divididos principalmente em duas frentes: os estudos que avaliam a qualidade do ar de uma região através da simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos comparando as concentrações obtidas com padrões de qualidade do ar estabelecidos (Clemente, 2000; Levy *et al.*, 2002; Borrego *et al.*, 2003; Amorim, 2003; Moraes, 2004; Lyra, 2008) e os estudos sobre o impacto da poluição atmosférica na saúde, que mostram uma relação forte da poluição do ar com os impactos na saúde humana, principalmente com doenças respiratórias e cardiovasculares (Danni-Oliveira, 1999; Braga *et al.*, 2001; Braga *et al.*, 2002; Campos *et al.*, 2002; Martins *et al.*, 2002; Bakonyi *et al.*, 2004; Tadano, 2007). Entretanto, apesar da grande quantidade de estudos já realizados de dispersão e de impacto

da poluição atmosférica na saúde, os estudos de dispersão geralmente visam somente avaliar a qualidade do ar sem se preocupar com os impactos na saúde. Já os estudos sobre impacto da poluição atmosférica na saúde relacionam dados de concentração de poluentes atmosféricos com problemas de saúde, mas utilizam dados de concentrações médias medidas nas Estações de Monitoramento e Qualidade do Ar (EMQAr). Desta forma, atualmente estudos de impacto em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar e estudos do impacto que um novo empreendimento ou mudança de tecnologia poderá causar à saúde da população não são possíveis. A união dos estudos de dispersão e impacto pode ser vista como um avanço tecnológico.

1.1 - Objetivos

De acordo com o exposto, o objetivo geral desta pesquisa é obter uma metodologia que una a avaliação da dispersão dos poluentes atmosféricos com a avaliação de impacto na saúde humana, utilizando ferramentas já consolidadas para analisar situações até então não estudadas. Como estudo de caso, a metodologia proposta será aplicada à Região Metropolitana de Campinas (RMC) utilizando dados do período entre 2007 e 2009, visando exemplificar a aplicação da metodologia de união dos estudos de dispersão e de impacto.

A partir deste objetivo geral serão desdobrados os seguintes objetivos específicos:

1. Obter dados diários de concentração de poluentes atmosféricos, dados meteorológicos e de saúde populacional junto aos órgãos responsáveis;
2. Construir o inventário de emissões industriais e veiculares, bem como o banco de dados completo necessário para avaliação de impacto;
3. Simular a dispersão dos principais poluentes atmosféricos regulamentados pelo CONAMA nº. 03/1990: NO_x (óxidos de nitrogênio); SO₂; CO e MP₁₀;
4. Avaliar a correlação dos dados obtidos com a modelagem da dispersão atmosférica com os dados de monitoramento da qualidade do ar;
5. Comparar modelos de impacto existentes;

6. Avaliar o impacto da poluição atmosférica na saúde da população do município de Campinas;
7. Apresentar as utilidades da proposta de unir os estudos de dispersão e impacto.

1.2 - Estrutura da Tese

Esta Tese está dividida em seis capítulos. O primeiro se refere à introdução ao tema poluição atmosférica, incluindo os objetivos desta pesquisa. O segundo apresenta uma revisão bibliográfica sobre os estudos de dispersão e de impacto da poluição atmosférica encontrados na literatura. O Capítulo 3 aborda, de forma detalhada, a metodologia empregada para o estudo de dispersão, de impacto e a união entre os dois tipos de estudos. O Capítulo 4 consiste no estudo de caso, onde são apresentadas as principais características da Região Metropolitana de Campinas (RMC) e ainda os passos seguidos para a construção dos inventários de emissões veiculares e industriais. Os resultados são apresentados no Capítulo 5, que se divide em três partes: validação da dispersão, estudo do impacto da poluição na saúde e resultados da união das duas metodologias. Finalmente, no Capítulo 6, encontram-se as conclusões deste estudo e as sugestões para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será apresentada uma revisão dos estudos de dispersão atmosférica e de impacto da poluição na saúde populacional. Primeiramente serão apresentados os diferentes tipos de modelos de dispersão atmosférica com suas vantagens e desvantagens. Em seguida serão apresentados os diversos tipos de estudos de impacto da poluição atmosférica existentes, apresentando, em detalhes, os conceitos inerentes ao modelo escolhido para realização deste estudo.

2.1 - Modelagem da Dispersão dos Poluentes Atmosféricos

A simulação da dispersão atmosférica é uma ferramenta essencial para a proteção da qualidade do ar. Nas últimas décadas o número de estudos de dispersão atmosférica aumentou significativamente, devido ao aumento das emissões atmosféricas decorrentes do crescimento das áreas urbanas e industriais.

Segundo Moraes (2004), a modelagem da dispersão atmosférica é uma tarefa extremamente complexa, pois o escoamento de baixa atmosfera, na chamada camada limite planetária (PBL²) ou camada de mistura, é governado pela turbulência, cuja física ainda não é completamente entendida. Em grandes centros, esta tarefa se torna ainda mais complexa devido às características topográficas, tipo e ocupação do solo ser bastante variadas. Entretanto, devido ao avanço tecnológico, já é possível simular o transporte de poluentes atmosféricos muito próximos aos reais, descrevendo os processos físico-químicos que ocorrem na atmosfera.

A modelagem da dispersão é a principal ferramenta para simular o transporte de poluentes atmosféricos e é importante não somente para avaliar a qualidade do ar nos grandes centros urbanos, mas também para identificar regiões impróprias à instalação de novos complexos industriais. Antigamente, as características de dispersão não eram consideradas na definição do local de instalação de uma indústria. Esse descuido resultou em inúmeros problemas de saúde

² *Planetary Boundary Layer* (PBL).

pública, devido à instalação de complexos industriais em locais desfavoráveis à dispersão de poluentes. Um caso clássico foi o do município de Cubatão - SP, onde as concentrações dos poluentes atmosféricos eram muito elevadas devido às características topográficas (terreno montanhoso) e meteorológicas (direção do vento, etc.) desfavoráveis à dispersão dos poluentes. Com o avanço dos estudos sobre dispersão atmosférica, a situação de Cubatão foi amenizada e antes da instalação de uma indústria em qualquer região do Brasil agora é exigido um estudo de impactos ambientais (Alonso e Godinho, 1992). Desta forma, observa-se que as características orográficas (nuances do relevo) e meteorológicas de uma região determinam o modo com que os poluentes vão se dispersar e conseqüentemente o formato da pluma de poluentes.

Os fenômenos de poluição do ar ocorrem em grande parte na PBL, que pode ser definida como “a região na qual a atmosfera sofre os efeitos oriundos da superfície através de trocas verticais de quantidade de movimento, calor e mistura de massas de ar”. Nesta camada, o grau de estabilidade e a altura de mistura têm efeito significativo sobre os níveis de concentração dos poluentes (Zanetti, 1990). O grau de estabilidade atmosférica é determinado pela diferença de temperatura entre a parcela de ar e o ar da vizinhança. Esta diferença pode causar movimentos verticais (ascendentes ou descendentes). Estes movimentos são caracterizados por quatro condições básicas que descrevem a estabilidade geral da atmosfera. Quando o movimento vertical é inibido, trata-se da condição estável. Na condição instável, a parcela de ar tende a se mover verticalmente para cima ou para baixo. Já na condição neutra, a estrutura térmica nem inibe nem força um movimento vertical. Quando as condições são extremamente estáveis, o ar mais frio próximo à superfície fica aprisionado pela camada de gases mais quentes acima e ocorre o fenômeno denominado inversão térmica. Neste caso, ocorrem episódios agudos de poluição, uma vez que os poluentes se dispersam pouco na atmosfera estável em uma camada restrita, limitada pela altura de mistura. Embora não entre na discussão o comportamento dos movimentos horizontais da parcela de ar, pode-se supor que eles ocorrem mesmo sob condições de inversão térmica. “A combinação dos movimentos verticais e horizontais do fluxo de ar influencia o comportamento da pluma a partir de fontes pontuais de poluição (chaminés)” (Tomaz, 2008). A pluma de poluentes é classificada em diferentes formas, de acordo com as condições orográficas e meteorológicas existentes, compreendendo principalmente seis tipos (tubular,

fumegante, serpenteante, cônica, antifumegante e aprisionada). Estas classificações dependem da estabilidade da atmosfera no momento. A seguir serão apresentadas as características da estabilidade atmosférica e então os tipos de plumas de poluentes.

2.1.1 - Estabilidade atmosférica

A taxa de decréscimo da temperatura com a altitude na baixa atmosfera tem grande influência no movimento vertical do ar. Flutuações podem resistir ou aumentar o movimento vertical das massas de ar, afetando a mistura de poluentes. Comparando a taxa ambiental (Λ) com a taxa adiabática (Γ) de decréscimo da temperatura com a altitude, definem-se os tipos de estabilidade atmosférica (Figura 2.1): $\Lambda > \Gamma$: instável; $\Lambda = \Gamma$: neutra; $\Lambda < \Gamma$: estável (Seinfeld e Pandis, 2006).

Se $\Lambda > \Gamma$, a taxa de decréscimo da temperatura com a altitude é superadiabática e a atmosfera é instável. Uma parcela de ar ascendente adiabática estará mais quente do que a vizinhança (Figura 2.1a) e irá continuar a se afastar do seu ponto de origem. Movimentos verticais aumentam devido à flutuação e poluentes são misturados rapidamente em uma atmosfera instável. A atmosfera se torna mais instável conforme a temperatura decresce mais rapidamente com a altitude. Isto pode ser resultado de um aquecimento do ar próximo ao solo ou de um resfriamento do ar acima. O ar próximo à superfície aquece como resultado do aquecimento solar da superfície do solo durante o dia; do ar se movendo sobre uma superfície aquecida ou da advecção de uma massa de ar quente próxima ao solo (Seinfeld e Pandis, 2006).

Se a taxa de decréscimo da temperatura com a altitude é adiabática, uma parcela de ar se deslocando verticalmente está sempre em equilíbrio com sua redondeza ($\Lambda = \Gamma$). Para esta taxa de decréscimo, os deslocamentos verticais não são afetados por forças flutuantes, caracterizando o estado neutro da atmosfera. Isto pode ocorrer quando o céu está com muitas nuvens e existe um vento moderado a alto. Sob estas condições, as nuvens previnem o aquecimento radioativo ou o resfriamento do solo, e o vento mistura o ar suavizando modificações na temperatura do perfil adiabático. Este estado da atmosfera é raro (Seinfeld e Pandis, 2006).

Finalmente, se $\Lambda < \Gamma$, uma parcela de ar ascendente resfria mais rapidamente com a altura que o ambiente (Figura 2.1b). O ar ascendente estará, portanto, mais frio e pesado que o ar em sua volta. Ar estável resiste fortemente a movimentos verticais e se este é forçado a subir, tenderá a se espalhar horizontalmente. A atmosfera é estável quando a taxa de decréscimo da temperatura com a altitude é pequena. Como resultado, a atmosfera tende a se tornar mais estável devido a processos causando resfriamento do ar próximo à superfície ou aquecimento do ar acima. O ar próximo ao solo pode se resfriar como resultado de resfriamento radioativo da superfície durante a noite; movimento de ar próximo a uma superfície fria ou advecção de ar frio pelo vento próximo ao solo. Reposição do ar acima com massas de ar mais quentes pode também contribuir para a formação de uma atmosfera estável (Seinfeld e Pandis, 2006).

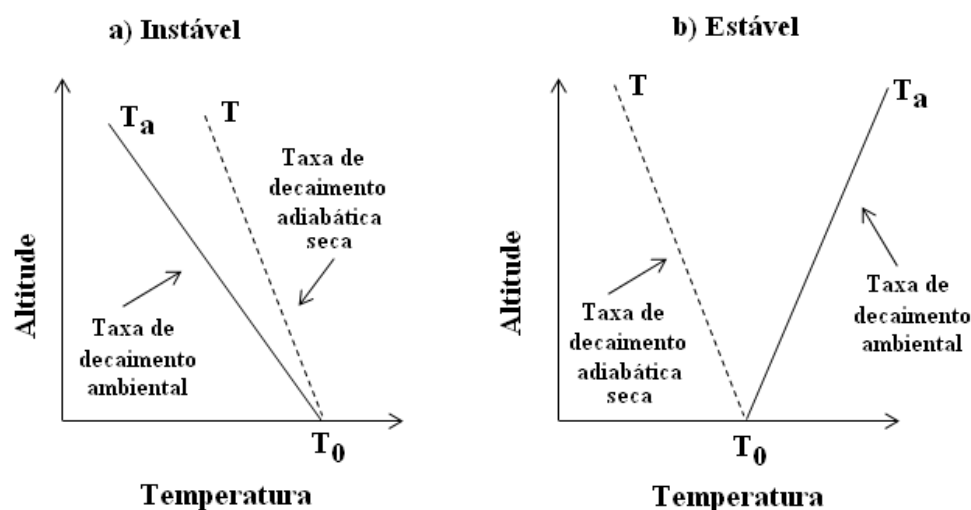


Figura 2.1. Perfis de temperatura para (a) uma atmosfera instável e (b) uma atmosfera estável (Adaptado de Seinfeld e Pandis, 2006).

2.1.2 - Tipos de plumas de poluentes

A classificação das plumas de poluentes foi baseada na observação das seções verticais das plumas de fumaça provenientes de chaminés industriais. Estas plumas foram fotografadas sob diferentes condições meteorológicas e classificadas. A aparência vertical da pluma pode oferecer informações consideráveis sobre o vento e a estrutura térmica da atmosfera inferior na qual a pluma se dispersa. As características horizontais da pluma são mais difíceis de serem observadas,

sendo possível apenas com o uso de aeronaves ou satélites e as observações dão somente uma visão limitada da pluma (Arya, 1999). Algumas aparências da pluma são apresentadas na Figura 2.2.

a) Tubular (*Fanning*): A pluma adquire a forma de um ventilador angular, com um espalhamento maior na horizontal e um espalhamento mínimo, quando existente, na vertical. Este formato característico ocorre tipicamente à noite em uma camada muito estável com forte inversão superficial e vento fraco e variável. A alta estabilidade da atmosfera suprime a turbulência e a difusão vertical, enquanto a direção variável do vento produz uma pluma altamente sinuosa na horizontal. Algumas vezes, ocorre apenas um pequeno espalhamento horizontal à noite devido aos ventos estacionários e à fraca turbulência. Estas condições produzem plumas estreitas (*ribbon*) que podem ser observadas a longas distâncias da fonte, pois o poluente permanece altamente concentrado nas plumas. Fenômenos de fortes inversões térmicas noturnas podem ser favoráveis às emissões elevadas, pois assim as plumas tubulares ou estreitas permanecem suspensas e têm pouco impacto em superfícies planas, porém pode causar impactos severos em regiões montanhosas ou com construções muito altas (Arya, 1999).

b) Fumigação (*Fumigation*): Como o nome indica, o material da pluma se torna rapidamente fumegante em direção ao solo. Esta situação ocorre logo após o nascer do sol, quando a inversão térmica noturna é dissipada debaixo para cima devido ao aquecimento da superfície terrestre e é lentamente substituída por uma camada instável que cresce até o topo da pluma. Assim que a pluma entra na camada de mistura, forte turbulência convectiva mistura a pluma, enquanto a camada de inversão acima forma uma espécie de tampa efetiva impedindo o ar de subir. Esta condição de fumigação é apenas transitória, mas frequentemente leva às maiores concentrações ao nível do solo em um período curto de tempo, aproximadamente 30 minutos. Conforme a camada de mistura continua a subir acima da chaminé, o material poluente é dissipado acima da camada limite convectiva (CBL³) e as concentrações ao nível do solo diminuem. A pluma fumegante pode ainda surgir estacionariamente e continuamente quando uma pluma estreita liberada de uma chaminé costeira ou à beira de um lago encontra a camada limite

³ *Convective Boundary Layer (CBL).*

se desenvolvendo na superfície quente da Terra. Tal condição de fumigação costeira ou na beira do lago pode permanecer por horas na brisa do mar ou do lago (Arya, 1999).

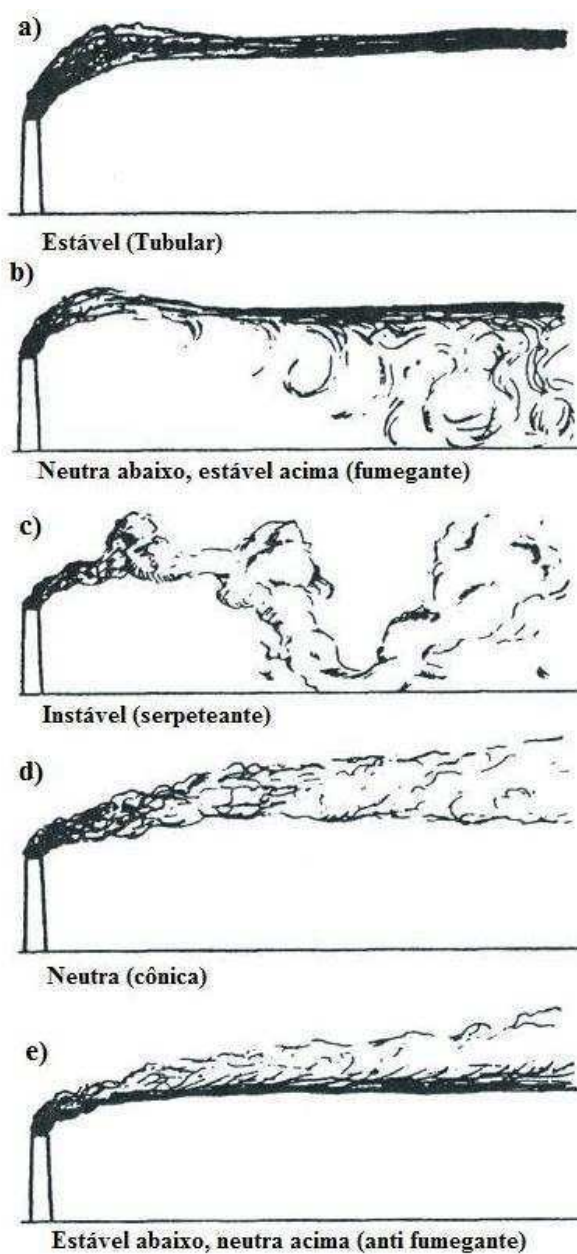


Figura 2.2 - Desenhos esquemáticos dos padrões instantâneos das plumas (Adaptado de Arya, 1999).

c) Serpenteante (*Looping*): A pluma serpenteante ocorre tipicamente em condições muito instáveis e convectivas, geralmente no meio do dia ou à tarde. Estas condições frequentemente levam a uma camada limite extremamente convectiva, na qual grandes circulações termicamente induzidas na horizontal se espalham em toda a CBL. Estes grandes vórtices convectivos carregam o material poluente em movimentos ascendentes e descendentes, caracterizando o movimento serpenteante na vertical. Movimentos serpenteantes similares também ocorrem na horizontal devido aos vórtices horizontais. Em um período curto de tempo ou instantaneamente, um vórtice descendente pode acarretar altas concentrações ao nível do solo a distâncias relativamente pequenas da fonte (Arya, 1999).

d) Cônica (*Coning*): Neste caso, a pluma se parece com um cone se dispersando quase igualmente em ambas as direções (vertical e horizontal). Esta situação geralmente ocorre sob condições nubladas e de vento com estabilidade quase neutra e perfil de temperatura adiabático. Tais condições são frequentemente associadas com a passagem de uma tempestade ciclônica ou uma frente e, portanto, pode ocorrer durante o dia ou à noite. A condição de estabilidade quase neutra associada a períodos de transição matinal ou noturna é mais transitória e não necessariamente produz plumas cônicas (Arya, 1999).

e) Antifumegante (*Lifting*): Uma pluma antifumegante permanece acima da superfície de inversão, bem como da camada limite estável. Isto ocorre logo após a transição de condições instáveis para estáveis próximas ao pôr do sol. Quando uma forte superfície de inversão se desenvolve abaixo do nível da pluma, o material poluente se concentra em uma camada fina acima da camada de inversão e então, previne-se que o material poluente se disperse para baixo. Algumas vezes, uma forte camada cisalhante se forma na parte inferior da camada residual, o que pode continuar a gerar turbulência. Assim, a pluma antifumegante pode permanecer fina ou se tornar muito espessa, dependendo da intensidade da turbulência àquela altura. Dependendo da altura da chaminé e da taxa de aumento da espessura da camada de inversão, a condição antifumegante pode ser muito transitória ou pode persistir por diversas horas ou até mesmo por toda a noite (Arya, 1999).

f) Aprisionamento (*Trapping*): A condição de aprisionamento não é apresentada na Figura 2.2. Uma pluma pode se tornar aprisionada de diversas maneiras. Em um terreno plano,

plumas emitidas em uma camada limite instável ou convectiva estão sujeitas à difusão vertical até que elas ocupem toda a PBL. Assim, elas ficam aprisionadas entre a superfície da Terra e a camada de inversão no topo da PBL. Em plumas aprisionadas, a concentração vertical de material poluente ainda decresce com a distância devido à difusão horizontal. O aprisionamento pode levar a concentrações muito altas ao nível do solo quando a altura de inversão é baixa; devido à forte sedimentação, ventos fracos ou aquecimento lento da superfície. A concentração ao nível do solo é inversamente proporcional à altura de mistura e à velocidade média do vento na PBL. O aprisionamento deve ser levado em consideração nas estimativas da difusão a grandes distâncias da fonte. Os casos de aprisionamento da pluma mais severos ocorrem em vales íngremes e desfiladeiros, onde as plumas podem ficar aprisionadas entre a base do vale, as paredes laterais e a camada de inversão (Arya, 1999).

Além da orografia⁴ e das condições meteorológicas, outros obstáculos podem influenciar no nível de concentração de uma região, como as construções. Estes obstáculos provocam o fenômeno conhecido como *building downwash*⁵. Construções muito altas, se próximas umas das outras formam um corredor, dificultando a dispersão dos poluentes atmosféricos que se concentram próximos à superfície. Este fenômeno é considerado em alguns modelos de dispersão atmosférica.

Os modelos de dispersão atmosférica variam em grau de complexidade, podendo ser classificados em duas classes principais, os Eulerianos que utilizam soluções da equação advecção-difusão em um sistema de referência fixo em relação à Terra e os Lagrangeanos que simulam as trajetórias das partículas de poluentes em um sistema de referência que se desloca de acordo com o movimento das partículas. Existem ainda os chamados modelos *Gaussianos*, que podem ser considerados como uma subclasse dos anteriores. Os modelos de pluma *Gaussianos* são limitados, pois consideram vento constante e turbulência homogênea. Essas condições são dificilmente encontradas na PBL. Por isso, sua principal aplicação é para fins regulatórios. Com o aperfeiçoamento destes modelos surgem os modelos *Gaussiano/Lagrangeano* do tipo *puff* onde a

⁴ Em geografia, orografia é o estudo das nuances do relevo de uma região;

⁵ *Building downwash*: Efeitos das edificações (Tradução livre do autor).

pluma é representada por uma série de pacotes (nuvens) de poluentes (Moraes, 2004). A seguir será apresentada uma breve descrição dos modelos citados.

2.1.3 - Modelos Eulerianos

Os modelos Eulerianos consistem do estudo da dispersão com a resolução de uma equação diferencial parcial para a conservação da massa do poluente considerado, sendo resolvida em uma malha fixa no espaço. As concentrações resultantes são valores médios em um ponto fixo no espaço. Desta forma, a partir das equações de conservação obtém-se um modelo matemático que calcula a dispersão de uma única fonte com condições iniciais e de contorno apropriadas. Considerando a difusão molecular desprezível comparada à difusão turbulenta e a atmosfera incompressível, a equação de advecção-difusão (equação de conservação da massa) do poluente considerado é dada por (Seinfeld e Pandis, 2006):

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{u}_i \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} = - \frac{\partial (\bar{u}_i' c_i')}{\partial x_i} + \bar{S}, \quad (2.1)$$

onde $\bar{c}$ é a concentração média de um determinado poluente; $\bar{u}_i$ é o vetor velocidade média do vento nas direções x, y e z; $\bar{S}$ são os termos fontes e sumidouros; $\bar{u}_i' c_i'$ são os fluxos turbulentos de concentração, t é o tempo e x_i são as direções x, y e z.

Na maioria dos modelos Eulerianos, os fluxos turbulentos são modelados pela hipótese de viscosidade turbulenta (*eddy viscosity*), dada por (Moraes, 2004; Seinfeld e Pandis, 2006):

$$\bar{u}_i' c_i' = -K \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i}, \quad (2.2)$$

onde $K = K_i$ são os chamados coeficientes de difusão turbulenta (*eddy diffusivity*) nas direções x, y e z.

Substituindo a Equação (2.2) na Equação (2.1), tem-se a chamada equação semi-paramétrica de difusão atmosférica ou apenas equação de difusão atmosférica. A solução desta

equação pode ser obtida empregando-se métodos numéricos de volumes finitos, diferenças finitas ou elementos finitos. O principal desafio é determinar os coeficientes de difusão turbulenta K_t .

Os coeficientes de difusão turbulenta são dependentes do tempo e da posição. Ao contrário dos coeficientes de difusão molecular, são dependentes do escoamento, que é determinado pelo grau de estabilidade atmosférica. Existem diversas aproximações para determinar os coeficientes de difusão: Teoria das similaridades de Monin-Obukhov, Teoria estatística de Taylor da turbulência, entre outros. Existe ainda a metodologia de problemas inversos, utilizada em estudos atuais como o de Moraes *et al.* (1998a, 1998b, 1999, 2001); Campos Velho *et al.* (2000) *apud* Moraes (2004).

O modelo Euleriano é muito útil porque as estatísticas Eulerianas são facilmente medidas (determinadas através de gravações contínuas no tempo das velocidades do vento por uma rede fixa de instrumentos) e também porque as expressões matemáticas são diretamente aplicáveis a situações nas quais reações químicas são consideradas. Porém, a aproximação Euleriana lida com o problema de fechamento da turbulência, para o qual nenhuma solução amplamente válida é aceita (Seinfeld e Pandis, 2006).

2.1.4 - Modelos Lagrangeanos

A aproximação Lagrangeana preocupa-se com o comportamento das partículas representativas do fluido, na tentativa de obter as concentrações médias sem precisar resolver a Equação (2.1). Considera-se uma partícula do fluido como sendo um pequeno volume de controle que escoar com a velocidade local do meio fluido e, portanto, a solução do escoamento turbulento que transporta estas partículas é conhecida. “A dimensão deste pequeno volume é grande quando comparada com as escalas moleculares, e pequena em relação à menor escala de movimento, a micro escala de Kolmogorov (η). As partículas movem-se seguindo os vórtices turbulentos, descrevendo trajetórias aleatórias” (Moraes, 2004).

Considerando um único poluente, a chamada equação da dispersão atmosférica no modelo Lagrangeano é dada por:

$$c(x, t) = \int_0^t \int P(x, t | x', t') S(x', t') dx' dt', \quad (2.3)$$

onde $c(x, t)$ é a concentração média em x no tempo t ; $S(x', t')$ é o termo fonte e $P(x, t | x', t')$ é a função densidade de probabilidade das partículas, e representa a probabilidade de uma partícula que se encontra em (x', t') alcançar (x, t) . O segredo da solução da Equação (2.3) é determinar a função densidade de probabilidade. Para tanto é necessário considerar um número de partículas suficientemente grande, segui-las e calcular a quantidade de partículas que alcança o ponto x no tempo t . Desta forma, obtendo as trajetórias reais das partículas, calcula-se a densidade dos pontos da trajetória, o que resulta na estimativa da concentração do poluente em questão (Carvalho, 1999 *apud* Moraes, 2004).

Ao contrário do modelo Euleriano, o Lagrangeano é mais maleável e não apresenta problema de fechamento. Sua aplicabilidade é mais limitada devido à dificuldade em determinar precisamente a estatística de partícula necessária. Além disso, as equações não podem ser aplicadas diretamente a problemas envolvendo reações químicas não lineares (Seinfeld e Pandis, 2006).

2.1.5 - Modelos Gaussianos

Os modelos Gaussianos podem ser considerados como uma subclasse dos modelos Eulerianos e Lagrangianos. O mais comum é o modelo de pluma Gaussiana, um dos modelos de dispersão de poluentes mais utilizado. O modelo de pluma Gaussiana é obtido da equação de advecção-difusão em situações idealizadas. As concentrações de poluentes são determinadas a partir da solução analítica da equação de conservação da massa para cada conjunto fonte - ponto receptor. Apesar de possuírem diversas limitações físicas, principalmente para estudos em regiões extensas, tem a vantagem de obter as concentrações de poluentes mais facilmente e exigir uma quantidade menor de dados meteorológicos. Estes são os modelos de dispersão mais comuns e utilizados, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil, onde as informações meteorológicas e o acesso a elas ainda é limitado (Moraes, 2004). Nesta Tese será utilizado um modelo de pluma Gaussiana, implementado com o *software* ISCST3 (*Industrial Source Complex – Short Term*, 3ª edição) desenvolvido pela U.S.EPA, portanto os detalhes da matemática

envolvida serão apresentados no Capítulo 3.

2.1.6 - Modelos de puff Gaussianos

A diferença destes modelos para os de pluma Gaussiana é que a pluma é representada por uma série de pacotes de poluentes (nuvens), denominados de *puffs*. Segundo Zannetti (1990), os modelos de *puff* Gaussianos foram desenvolvidos para aplicações em situações com condições meteorológicas variáveis (emissões não-estacionárias) e de dispersão não homogênea. A grande vantagem destes modelos em relação aos modelos Gaussianos é sua possível aplicação em situações de calmaria ou vento fraco.

No modelo de *puff* Gaussiano, as distribuições de concentração em todas as direções no *puff* são consideradas Gaussianas. Para uma fonte pontual em um determinado instante, a solução da equação de conservação da massa para o caso de dispersão Gaussiana do tipo *puff* tem a seguinte forma:

$$\bar{c}(x, y, z, t) = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{x^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (2.4)$$

onde x é a distância horizontal do emissor ao receptor, y é a distância horizontal do ponto de medição a uma distância “ y ” da linha central da pluma, $\bar{c}(x, y, z, t)$ é a concentração média de poluente no espaço e no tempo; Q é a taxa de emissão de poluentes (g/s); σ_x é o parâmetro de dispersão na direção x , σ_y é o coeficiente de dispersão horizontal da pluma, σ_z é o coeficiente de dispersão vertical da pluma, Δh é a altura de elevação da pluma, h_s é a altura física da chaminé e $h_e = h_s + \Delta h$ é a altura efetiva da pluma (U.S.EPA, 1995b).

Uma vez apresentados os tipos de modelos de dispersão existentes, a seguir serão apresentados estudos de dispersão atmosférica que utilizam diferentes *softwares*. Os *softwares* mais utilizados são os recomendados pela U.S.EPA: o CALPUFF (*California Puff Model*) para estudos em regiões extensas (estado, país) e o AERMOD (*American Meteorology Society – Environmental Protection Agency – Regulatory Model*) e ISCST3 para estudos em escalas menores, sendo ainda encontrados estudos que desenvolvem

novas modelagens. Outra classe de estudos, para regiões ainda menores (rua, bairro) utilizam modelos de dinâmica dos fluidos computacional (CFD⁶).

2.1.7 - Estudos de dispersão atmosférica

Os modelos de dispersão atmosférica, independente de sua classe, requerem informações meteorológicas em função do tempo para melhor representar a turbulência. Essas informações podem vir de observações experimentais ou de saídas de modelos meteorológicos. Quando há o acoplamento dos modelos meteorológicos aos modelos de dispersão é possível acrescentar uma quantidade maior de informações meteorológicas, antes fornecidas apenas por redes de superfície, e a dispersão atmosférica pode ser mais bem representada.

Os modelos meteorológicos podem ser classificados em diagnósticos ou prognósticos. Os modelos diagnósticos utilizam dados de saída de outros modelos ou observações meteorológicas para produzir os campos de velocidade necessários para os modelos de dispersão. Já os prognósticos resolvem as equações de conservação no tempo, fornecendo assim os campos de velocidades, temperatura e de outras variáveis que o modelo de dispersão possa precisar. Entre os programas computacionais para modelos meteorológicos mais conhecidos e utilizados podem ser citados o *Regional Atmospheric Modeling System* (RAMS), *NCAR/PennState Mesoscale Model* (MM5), *Mesoscale Compressible Community* (MC2) e *Advanced Regional Prediction System* (ARPS) (Lyra, 2008).

Dentre os programas que acoplam modelos meteorológicos em modelos de dispersão, pode ser citado o *California Photochemical Grid Model* (CALGRID), *Urban Airshed Model* (UAM), CALPUFF e AERMOD. Estes modelos são frequentemente utilizados em países desenvolvidos, inclusive pelas agências ambientais. Como exemplo de utilização destes modelos, há o trabalho de Barna e Lamb (2000) que realizaram três tipos de simulações para estudar a dispersão de poluentes na região da Cascadia, EUA em 1996. Os autores utilizaram o modelo CALGRID e mostraram a importância da utilização das técnicas de FDDA (*Four Dimensional Data Assimilation*) nas simulações utilizando modelos meteorológicos prognósticos, principalmente

⁶ *Computational Fluid Dynamics* (CFD).

quando em aplicações de qualidade do ar.

Moraes (2004) realizou um estudo visando desenvolver uma nova ferramenta de estudo e monitoramento da qualidade do ar, consistindo do modelo atmosférico ARPS e o sistema CALMET/CALPUFF. Para validação do modelo, o autor simulou a dispersão de SO₂ proveniente da termoeletrica Governador Jorge Lacerda localizada em Capivari de Baixo (SC), Brasil.

Kumar *et al.* (2006) realizaram um estudo de dispersão de SO₂ no município de Lucas, Ohio, EUA em 1990 utilizando o AERMOD. Eles avaliaram concentrações médias para uma, três e 24 horas. Os resultados mostraram que a previsão de 24 horas se mostrou melhor do que as de uma e três horas e ainda concluíram que são necessários mais estudos que utilizem o AERMOD visando avaliar a precisão do modelo para estudos com diversas fontes.

Borrego *et al.* (2003) estudaram a poluição do ar na cidade de Lisboa em escala local, utilizando duas ferramentas numéricas desenvolvidas pela Universidade de Aveiro para prever a qualidade do ar em áreas urbanas; o *Transport Emission model for Line Sources* (TREM), que tem o objetivo de estimar as emissões veiculares com alta resolução temporal e espacial para ser usado na modelagem da qualidade do ar e o *Local Scale Dispersion Models* (VADIS) para estimar a dispersão dos poluentes na atmosfera, capaz de lidar com condições desfavoráveis à dispersão e baixas velocidades do vento. Os resultados mostraram que o sistema TREM/VADIS é aplicável em regiões onde predominam velocidades do vento baixas, e satisfatório no cálculo da dispersão em torno de obstáculos sob condição de vento variável.

Apesar dos diversos modelos acoplados existentes, em países em desenvolvimento como o Brasil, ainda se utilizam modelos de dispersão não acoplados. Isto ocorre principalmente devido à escassez de informações meteorológicas em determinadas regiões e ainda à falta de referência na legislação vigente do CONAMA sobre o tipo de modelo que deve ser utilizado. Desta forma, utilizam-se dados de observações meteorológicas ao invés de modelos meteorológicos (Moraes, 2004). Por esta razão, e ainda pela falta de acesso aos dados referentes às fontes poluidoras, há poucos estudos sobre dispersão atmosférica no Brasil. O *software* mais utilizado no Brasil é o ISCST3.

Como exemplo de estudos que utilizaram o ISCST3, pode ser citado o trabalho de Clemente (2000) que construiu um inventário de emissões industriais para o município de Paulínia e utilizou o ISCST3 para validar seu inventário e ainda identificar as regiões mais afetadas pela poluição, realizando simulações da dispersão de SO_2 , MP_{10} , NO_2 e HC (hidrocarbonetos). Os valores preditos para MP_{10} estiveram abaixo dos valores monitorados, o que era esperado devido a não consideração de emissões de fontes veiculares, de ressuspensão devido ao vento e às demais atividades antrópicas e ainda por ser comparadas PTS com monitoramento de MP_{10} . Para SO_2 e NO_2 , os resultados mostraram-se satisfatórios. Não existem dados de monitoramento de HC, portanto foram analisadas apenas quais eram as regiões mais afetadas pela poluição.

Lyra (2008) utilizou o ISCST3 para a validação dos resultados de sua modelagem e ainda como ferramenta de análise das regiões mais afetadas pela poluição atmosférica na Região Metropolitana de Salvador, no intuito de criar um modelo integrado de gestão da qualidade do ar. O estudo considerou a dispersão de MP, CO, COT (Compostos Orgânicos Totais), NO_x e SO_2 . O autor concluiu que o ISCST3 previu de forma coerente a dispersão de poluentes na região, mostrando ser a ferramenta ideal para a criação do modelo de gestão da qualidade do ar.

De acordo com o exposto, pode-se dizer que o ISCST3 é adequado para estudos de dispersão em regiões onde os dados meteorológicos são limitados apesar de, recentemente, a U.S.EPA ter recomendado o uso do AERMOD para a realização de estudos sobre a dispersão de poluentes atmosféricos como substituto ao modelo computacional ISCST3, também desenvolvido pela U.S.EPA (1995a, 1995b).

A seguir serão apresentados os estudos encontrados na literatura referentes à avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde humana.

2.2 - Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde

Diversos estudos mostram que o aumento da concentração de poluentes no ar está relacionado com o aumento no número de pessoas com doenças respiratórias e cardiovasculares, até mesmo quando as concentrações estão abaixo dos padrões de qualidade do ar

(Braga *et al.*, 1999; Braga *et al.*, 2001). Os estudos mostram ainda que as crianças e os idosos são mais suscetíveis à poluição atmosférica. Isto ocorre, pois a resposta a uma concentração de poluentes é diferente para cada pessoa, dependendo de sua faixa etária, de fatores genéticos, das condições sociais, entre outros (Bakonyi, 2003). As crianças são mais suscetíveis por consumirem o dobro da quantidade de ar consumida pelos adultos. Dichiaide (1992) *apud* Bakonyi (2003) relata que “em condições de repouso e equilíbrio térmico, um lactente consome 7 ml/kg de oxigênio por minuto, contra 3,5 ml/kg por minuto para um adulto nas mesmas condições”. Já os idosos são mais afetados por possuírem um sistema imunológico e respiratório frágil, além de já terem sido expostos a uma grande quantidade de poluição atmosférica ao longo da vida. Quanto aos fatores genéticos, pessoas que possuem doenças crônicas ou alergias, como bronquite e asma são mais sensíveis à poluição do ar. Já em relação às influências da condição social na saúde populacional, as regiões com infra-estrutura precária, como por exemplo, falta de saneamento básico e asfalto, acarretam maiores riscos à saúde dos moradores devido à maior concentração de poluentes presentes nestas regiões.

A exposição à poluição do ar também está relacionada com a variação temporal e/ou espacial da distribuição dos poluentes no ar. Devido à grande dificuldade e tempo despendido para medir a exposição à poluição pessoa a pessoa, muitos estudos têm usado medidas de concentração de estações fixas de monitoramento. Como consequência, erros relacionados à medida de exposição é uma limitação reconhecida neste tipo de estudo (Dominici *et al.*, 2003).

2.2.1 - Efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde

Cada poluente atmosférico possui um impacto diferente à saúde humana. A seguir seguem os principais efeitos causados por cada um dos principais poluentes atmosféricos que foram considerados neste estudo.

- **Dióxido de enxofre (SO₂):** Os efeitos agudos do SO₂ ocorrem especialmente em combinação com partículas suspensas no ar, causando irritações nos olhos, enfraquecimento da função pulmonar e um aumento da frequência de ataques em asmáticos. Os efeitos crônicos compreendem sintomas respiratórios mais frequentes, aumento em bronquite crônica e agravamento de doenças cardiovasculares (Wanner, 1990; Artaxo, 1991).

- **Óxidos de nitrogênio (NO_x):** Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são capazes de aumentar a susceptibilidade a “infecções viróticas, irritação das vias respiratórias e pulmões, podendo agravar quadros de bronquites e enfisemas” (Artaxo, 1991). Se a intoxicação for grave, instalam-se edema pulmonar, hemorragias alveolares e insuficiência respiratória, causando a morte. Se a exposição for aguda, porém não fatal, observam vários tipos de doenças respiratórias dependendo da intensidade e duração da exposição. Com exposições de longo prazo, um aumento na frequência de bronquites crônicas, tosse e expectoração com desordem do funcionamento pulmonar pode ser observado, particularmente quando combinado com material particulado e dióxido de enxofre (Wanner, 1990).

- **Monóxido de carbono (CO):** O monóxido de carbono (CO) combina-se facilmente com a hemoglobina, interferindo na capacidade do sangue de oxigenar os tecidos e, por esta razão, é classificado como um asfixiante sistêmico, prejudicando a acuidade visual, a atividade mental e retarda os reflexos, podendo causar a morte quando em exposição prolongada, mesmo em baixas concentrações (Artaxo, 1991).

- **Material Particulado (MP):** O termo material particulado (MP) é usado para uma mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar. Estas partículas originam-se de uma variedade de fontes e são formadas na atmosfera por transformações de emissões gasosas. Sua composição química e física depende da localização, época do ano e clima, podendo ser um portador de sulfatos, nitratos, metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos (Wanner, 1990). Existem diversas classificações para o MP, porém a mais utilizada é dividi-lo em partículas com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a $10\mu\text{m}$ (MP_{10}) correspondentes às partículas inaláveis (PI) e partículas com diâmetros aerodinâmicos menores ou iguais a $2,5\mu\text{m}$ ($\text{MP}_{2,5}$), chamadas partículas finas, correspondentes à fração de partículas respiráveis. O MP_{10} é capaz de ser depositado na região superior do aparelho respiratório e o $\text{MP}_{2,5}$ é capaz de penetrar na região alveolar do pulmão, causando maiores danos à saúde por não ser possível expeli-lo por tosse ou

espirro. Estudos epidemiológicos⁷ mostram correlações entre a concentração de sulfatos e nitratos no MP_{2,5} e a ocorrência de desordens crônicas do trato respiratório, particularmente bronquites e asma (Wanner, 1990).

Apresentados os impactos de cada um dos principais poluentes atmosféricos, segue uma descrição dos tipos de estudos freqüentemente realizados nesta área. Os efeitos na saúde (agudo ou crônico), tipo de exposição (de curto ou longo prazo), a natureza da resposta (binária ou contínua) e a estrutura do banco de dados irá indicar o modelo e os efeitos a serem estimados. De acordo com Dominici *et al.*, (2003), os estudos epidemiológicos de poluição atmosférica se resumem em quatro tipos: caso-cruzamento⁸; painel, coorte⁹ e séries temporais. Os estudos caso-cruzamento, painel e séries temporais são mais apropriados para estimar efeitos agudos enquanto os estudos de coorte são utilizados para estimar efeitos agudos e crônicos combinados (Dominici *et al.*, 2003).

2.2.2 - Estudos caso-cruzamento

Os estudos caso-cruzamento são realizados para estimar o risco de um evento raro associado a uma exposição de curto-prazo. Este modelo foi originalmente proposto por Maclure (1991) para estudar efeitos transientes agudos de exposições intermitentes. Na prática, este estudo é uma modificação do estudo caso-controle no qual cada caso age como seu próprio controle e a distribuição de exposição é então comparada entre casos e controles. A diferença para o estudo caso-controle é que em um estudo caso-cruzamento, a exposição no momento logo antes do evento (caso ou tempo indicador) é comparada a uma série de intervalos de tempo de controle ou referência que representam a distribuição de exposição esperada para períodos nos quais não ocorreram observações de eventos. Desta forma, as características individuais de cada

⁷ Estudos epidemiológicos: Estudos de processos saúde-doença em coletividades humanas que analisam a distribuição e os fatores determinantes das enfermidades, danos à saúde e eventos associados à saúde coletiva, propondo medidas específicas de prevenção, controle ou erradicação da doença (Rouquayrol, 1999).

⁸ Caso-cruzamento: *Case-crossover* (Tradução livre do autor).

⁹ Coorte: Qualquer grupo definido de pessoas selecionadas, tendo em vista um propósito ou estudo especial (Rouquayrol, 1999).

um (tais como sexo, idade, histórico fumante, etc.) são consideradas, reduzindo a presença de possíveis fatores de confusão. A regressão condicional logística geralmente é utilizada neste tipo de estudo (Dominici *et al.*, 2003).

2.2.3 - Estudos de painel

O objetivo de um estudo de painel é seguir um “painel” (grupo) de indivíduos no tempo para investigar as possíveis mudanças no estado de saúde de cada um. Estes estudos mostram-se mais efetivos para estudos dos efeitos de curto-prazo da poluição atmosférica na saúde, principalmente para um grupo de pessoas mais susceptíveis à resposta considerada (ex. pessoas asmáticas, crianças ou idosos). Este estudo consiste basicamente na coleta de repetidas medidas de saúde para os indivíduos selecionados no período de tempo considerado. Geralmente utilizam-se modelos lineares, lineares generalizados mistos ou inferências Bayesianas (Dominici *et al.*, 2003).

Deve-se tomar cuidado na aplicação deste tipo de estudo, pois o principal objetivo (estimar o efeito da poluição atmosférica na saúde) algumas vezes pode se tornar menos claro. Isto ocorre sempre que os indivíduos envolvidos no estudo não são observados no mesmo período de tempo, então uma parametrização e estimativa dos efeitos da exposição precisam ser consideradas com muito mais cuidado (Dominici *et al.*, 2003).

2.2.4 - Estudos de coorte

Os estudos de coorte são freqüentemente utilizados para associar efeitos na saúde com exposição de longo prazo à poluição do ar, consistindo em estudos prospectivos ou retrospectivos. Em estudos prospectivos, de respostas futuras, os participantes preenchem um questionário no início do estudo com informações particulares referentes à idade, sexo, nível educacional, histórico de fumante, peso, entre outros. Em seguida, os participantes são monitorados durante um longo período de tempo e os casos de morbidade ou mortalidade são observados e, no final do estudo, são comparados com os dados de exposição à poluição. Já o estudo retrospectivo consiste em utilizar informações já disponíveis em uma base de dados. Estudos de coorte são freqüentemente utilizados em estudos de múltiplas cidades, por assegurar

variação suficiente na exposição acumulativa, particularmente quando medidas ambientais de poluição atmosférica são utilizadas. O modelo de regressão proporcional de Cox é tipicamente empregado nestes estudos (Dominici *et al.*, 2003).

2.2.5 - Estudos de séries temporais

Os estudos de séries temporais associam a exposição à poluição atmosférica com eventos em formas de contagem, analisando as respostas diárias médias na saúde da população e os níveis de exposição. Estes estudos são freqüentemente realizados por utilizarem dados de saúde tais como número de internações hospitalares ou mortalidade de um dado dia, dados facilmente adquiridos na Secretaria de Saúde da região estudada, não sendo necessário acompanhar um grupo de pessoas durante o período de estudo, o que demanda menos tempo (Schwartz *et al.*, 1996). Outra vantagem importante das análises em séries temporais é o uso de dados diários. Apesar de alguns fatores de risco em estudos epidemiológicos de poluição atmosférica variar com determinados fatores; como o histórico fumante, nível educacional, peso; não haverá influência no número esperado de mortes ou doentes no dia, pois estes fatores não variam de um dia para o outro (Schwartz *et al.*, 1996).

Os modelos mais utilizados são os Modelos Lineares Generalizados (GLM¹⁰) com *splines* paramétricas (ex. *splines* cúbicos naturais) (McCullagh e Nelder, 1989) e os Modelos Aditivos Generalizados (GAM¹¹) com *splines* não paramétricos (ex. *smoothing splines* ou *lowess smoothers*) (Hastie e Tibshirani, 1990) que estimam os efeitos associados com a exposição à poluição do ar enquanto consideram flutuações suavizadas na mortalidade ou morbidade que perturbam as estimativas do efeito da poluição.

Na Tabela 2.1 encontra-se uma comparação entre os quatro tipos de estudos mencionados (caso-cruzamento, painel, coorte e de séries temporais), apresentando a estrutura dos dados, a forma da variável resposta, tipo de exposição medida (ambiental ou individual); duração da

¹⁰ *Generalized Linear Models* (GLM);

¹¹ *Generalized Additive Models* (GAM).

exposição; fatores de confusão geralmente considerados e os modelos estatísticos frequentemente utilizados. Os estudos caso-cruzamento, painel e coorte utilizam dados referentes a cada indivíduo envolvido no estudo, já os estudos de séries temporais compreendem dados gerais da população. Os estudos de coorte estudam a exposição após um longo período de tempo, já os demais estudos compreendem exposições de curto prazo, sendo que os estudos de painel podem envolver exposições de longo prazo. Em relação às variáveis de confusão, não existe restrição para cada tipo de estudo, tornando-se uma característica específica de cada pesquisa. As variáveis de confusão mais frequentes são as tendências temporais de curto e longo prazo, dados meteorológicos e influência de outros poluentes. Para os estudos de coorte é usual considerar as características pessoais de cada indivíduo envolvido no estudo (idade, sexo, etc). Os modelos utilizados em cada tipo de estudo variam, porém todos compreendem modelos de regressão estatística.

Na Tabela 2.2 encontram-se as vantagens e desvantagens de cada um dos tipos de estudos. Os estudos de coorte têm a vantagem de considerar efeitos de exposições por um longo período de tempo, mas têm a desvantagem de consumir muito tempo e, portanto, serem caros. Os estudos de caso-cruzamento e painel são ideais quando se deseja estudar um subgrupo da população, considerando características individuais para uma exposição de curto prazo. A desvantagem comum a estes estudos é a sensibilidade à escolha dos períodos de defasagem (prazo entre exposição e efeito). Apesar dos estudos de séries temporais não serem capazes de considerar características específicas de cada indivíduo envolvido e de não permitirem a avaliação direta de modificações nos efeitos, têm a vantagem de serem aplicáveis a grandes grupos populacionais (cidade, estado, país, etc.), que não dependem de características individuais.

A Tabela 2.3 apresenta alguns exemplos de estudos epidemiológicos de poluição atmosférica. Os estudos mais encontrados na literatura são os estudos de séries temporais devido ao menor custo e tempo necessários e ainda por serem aplicáveis a um grupo maior de indivíduos. Observa-se que os estudos são muito variados, compreendendo a concentração de diferentes tipos de poluentes e ainda diferentes tipos de impactos, sendo predominantes os estudos envolvendo doenças respiratórias, cardiovasculares ou mortalidade.

Após realizar a comparação entre os quatro tipos de estudos frequentemente aplicados em epidemiologia da poluição atmosférica, optou-se por realizar um estudo de séries temporais, devido à maior facilidade em obter os dados necessários e ao menor tempo de pesquisa.

Em estudos epidemiológicos da poluição atmosférica em séries temporais, geralmente são utilizados modelos estatísticos que segundo Conceição *et al.* (2001) “constituem ferramentas extremamente úteis para resumir e interpretar dados. Em particular, estes modelos podem facilitar a avaliação da forma e da intensidade de associações de interesse em estudos epidemiológicos”.

Os modelos estatísticos utilizados na análise da relação entre a poluição atmosférica e o impacto na saúde são análises de regressão, por ser uma ferramenta útil para avaliar a relação entre uma ou mais variáveis explicativas (variáveis independentes, preditoras ou covariáveis) $(x_1, x_2, \dots, x_n)$ e uma única variável resposta (variável dependente, prevista) (y) (Martins, 2000).

Tabela 2.1 - Características de cada um dos tipos de estudos (Adaptado de Dominici *et al.*, 2003).

	Caso-cruzamento	Painel ou Longitudinal	Coorte	Séries Temporais
Estrutura geral dos dados	casos com exposições em períodos de evento e de referência	dados de exposição e resposta longitudinais de um grupo de indivíduos	períodos de sobrevivência para um grupo de pessoas com médias de longo prazo da poluição do ar e covariáveis específicas de cada indivíduo	séries temporais diárias da poluição do ar, dados de saúde em forma de contagem e variáveis meteorológicas
Resposta	ocorrências aleatórias para eventos raros	medidas repetidas dos sintomas, função ou crescimento	períodos de evento	contagem de dados diários em uma área definida
Medida de exposição típica	medida ambiental	medida ambiental ou pessoal	medida ambiental acumulativa	medida ambiental
Duração da exposição	curto prazo (dias ou horas)	curto prazo (dias ou horas) a longo prazo (anos)	longo prazo (anos)	Curto prazo (dias)
Confusores típicos	dia da semana, sazonalidade, tempo	dia da semana, sazonalidade, meteorologia	características pessoais (idade, raça, sexo, histórico fumante, exposições ocupacionais, peso, etc.)	dia da semana, sazonalidade; tendências temporais e meteorologia
Outros confusores	variáveis meteorológicas, outros poluentes, características pessoais variáveis no tempo	características pessoais, outros poluentes	outros poluentes, covariáveis da região (ex. índice de pobreza, altitude)	epidemias, outros poluentes
Modelo de regressão	regressão condicional logística	modelo marginal, condicional ou transicional para medidas repetidas	modelo proporcional de risco de Cox	GAM ou GLM

Tabela 2.2 - Vantagens e desvantagens de cada um dos tipos de estudos (Adaptado de Dominici *et al.*, 2003).

	Caso-cruzamento	Painel ou Longitudinal	Coorte	Séries Temporais
Vantagens	fatores de confusão chaves controlados pelo modelo; estudo de grupo específico da população; habilidade para avaliar modificações no efeito	mais viável, incorpora exposição individual total, habilidade de estimar separadamente efeitos individuais ou entre indivíduos, habilidade de controlar para covariáveis específicas de cada pessoa, pode facilmente focar em subpopulações sensíveis	avalia efeitos de exposição de longo prazo; controla para covariáveis específicas de cada indivíduo	barato; aplicável a grandes bases de dados públicas; modelo não depende de exposições individuais
Desvantagens	dificuldade de escolher o período de referência; exposição pessoal variável no tempo e covariáveis não disponíveis, resultados sensíveis às escolhas de defasagem (lag)	frequentemente é utilizada uma amostra conveniente; dificuldade de determinar adequadamente o controle para sazonalidade e tendências; é sensível às escolhas de defasagem; coleta de dados de alta qualidade requer esforço intensivo	caro e consome muito tempo; não diferencia efeitos agudos de crônicos; dificuldade de diferenciar históricos de exposições recentes; dificuldade de avaliar adequadamente o controle de fatores de confusão espaciais	dificuldade de controlar adequadamente a sazonalidade e tendências temporais; resultados são sensíveis a escolhas de defasagem (lag); agregação sobre a população pode causar tendências ou ofuscar efeitos diferenciais; não permite avaliação direta de modificações nos efeitos

Tabela 2.3 - Exemplos de aplicação dos quatro tipos de estudos epidemiológicos de poluição atmosférica.

	Poluentes considerados	Causa estudada	Cidade	Período	Citação
Séries temporais	MP ₁₀ , CO, O ₃	morbidade respiratória em menores de 15 anos e mortalidade em idosos	São Paulo, Brasil	1993-1997	Freitas <i>et al.</i> (2004)
	MP ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , CO, NO ₂	DR em crianças	São Paulo, Brasil	1993-1997	Braga <i>et al.</i> (2001)
	MP ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , CO, NO ₂	morbidade por pneumonia e gripe em idosos	São Paulo, Brasil	1996-1998	Martins <i>et al.</i> (2002)
	MP, fumaça, NO ₂ , O ₃	morbidade por DR em crianças	Curitiba, Brasil	1999-2000	Bakonyi <i>et al.</i> (2004)
Estudo de coorte	MP ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO ₂ , SO ₄	mortalidade por causas específicas em adultos separados por sexo	Califórnia, EUA	1977-1992	Abbey <i>et al.</i> (1999)
	MP, fumaça, O ₃ , SO ₂ , NO ₂ , CO	mortalidade	EUA	---	Dockery <i>et al.</i> (1993)
	MP _{2,5} , MP ₁₀ , sulfatos, SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃	mortalidade por causas respiratórias em voluntários da sociedade americana de câncer	América do Norte	1982-1998	Pope <i>et al.</i> (2002)
Estudo caso-cruzamento	MP _{2,5} , carbono elementar e poluentes gasosos	Infarto do Miocárdio	Boston, EUA	1995-1996	Peters <i>et al.</i> (2001)
	PTS	mortalidade	Filadélfia, EUA	1973-1980	Neas <i>et al.</i> (1999)
	PTS, SO ₂ , O ₃	mortalidade	Seul, Coréia	1991-1995	Lee e Schwartz (1999)
Estudo de painel	MP ₁₀ , SO ₂ , CO	episódios de asma em 133 crianças entre 5 e 13 anos	CAMP*	1993-1995	Yu <i>et al.</i> (2000)
	MP ₁₀ , NO ₂ , O ₃	funções pulmonares	comunidades próximas a Los Angeles	1989-1993	Gauderman <i>et al.</i> (2000)

* CAMP é um Instituto Nacional de Coração, Pulmão e Sangue envolvendo sete cidades dos Estados Unidos: Albuquerque, Novo México; Baltimore, Maryland; Boston, Massachusetts; Denver, Colorado; San Diego, Califórnia; Seattle; St. Louis, Missouri e uma no Canadá (Toronto).

2.2.6 - Análise de regressão

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). 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 melhor prevê a variável resposta a partir de uma combinação das variáveis explicativas. Deseja-se encontrar os valores dos β 's que melhor se ajustem aos dados do problema (Hair Jr. *et al.*, 2005). A regressão linear múltipla é dada por:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n + \varepsilon, \quad (2.5)$$

onde y é a variável resposta e x_i com $(i = 1, 2, \dots, n)$ 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 o erro de previsão (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). A relação linear existente na regressão linear é entre y e os parâmetros $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$, e não entre y e os x 's. Por exemplo, uma expressão da forma $y = \beta_0 + \beta_1 x_1^2 + \beta_2 \log x_2 + \varepsilon$ é um modelo de regressão linear múltipla, já $y = \beta_0 + \beta_1 x_1^{\beta_2} + \beta_3 x_2^3 + \varepsilon$ é não-linear (Werkema e Aguiar, 1996).

Encontrados os β 's, é necessário validar o modelo de regressão, verificando se os sinais e magnitude dos coeficientes fazem sentido no contexto do fenômeno estudado (Werkema e Aguiar, 1996).

Durante muitos anos os modelos lineares foram utilizados para descrever a maioria dos fenômenos aleatórios. Mesmo quando o fenômeno estudado não apresentava uma resposta em que a suposição de normalidade fosse razoável, tentava-se algum tipo de transformação para

alcançar a normalidade procurada. Estes modelos são baseados na idéia relativamente simples de empregar uma equação para expressar a relação entre as variáveis de interesse (Paula, 2004).

Nem sempre é possível aplicar um modelo de regressão linear em análises do impacto da poluição atmosférica na saúde humana 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 GLM e GAM (Santos, 2000). Segue abaixo um histórico do desenvolvimento dos modelos de regressão mais sofisticados.

2.2.7 - Modelos de regressão

A partir do desenvolvimento computacional, na década de 1970, algumas análises de regressão que exigiam a utilização de processos iterativos na estimativa dos parâmetros começaram a ser utilizados e aperfeiçoados. Nesta época, Nelder e Wedderburn (1972) propuseram uma teoria unificadora da modelagem estatística a qual denominaram modelos lineares generalizados (GLM), como sendo uma extensão dos modelos lineares clássicos. Os autores mostraram que uma série de técnicas, comumente estudadas separadamente havia mais de um século, podia ser reunida. Os estudos que levaram a essa visão geral da modelagem estatística denominada GLM estão relacionados na Tabela 2.4.

A regressão linear múltipla, envolvendo distribuição normal, iniciou-se no século XIX com os matemáticos Legendre e Gauss (McCullagh e Nelder, 1989). Fisher (1935) *apud* McCullagh e Nelder (1989) desenvolveu, em 1934, a família exponencial de distribuições como sendo uma classe de distribuições com propriedades “boas” para a estimativa dos parâmetros. Anos depois, Dike e Patterson (1952) *apud* McCullagh e Nelder (1989) realizaram um estudo de uma análise de dados cruzados relacionando a proporção de pessoas que possuem um bom conhecimento sobre câncer. Na década seguinte, foram desenvolvidos estudos para expressar a forma das curvas de resposta, o crescimento das curvas, o estudo de Birch (1963) *apud* McCullagh e Nelder (1989) utilizado freqüentemente nas ciências sociais; o de Nelder (1966) *apud* McCullagh e Nelder (1989) utilizado em trabalhos biológicos e os trabalhos de Feigl e Selen (1965); Zippin e Armitage (1966) e Glasser (1967) *apud* McCullagh e Nelder (1989) que são utilizados geralmente para tratamentos clínicos e cirúrgicos,

por serem modelos para análise de dados de sobrevivência. Com o passar dos anos, os estudos estatísticos evoluíram e foram então criados os Modelos Lineares Generalizados (GLM) com *splines* paramétricos (ex. *splines* cúbicos naturais) (McCullagh e Nelder, 1989) e os Modelos Aditivos Generalizados (GAM) com *splines* não-paramétricos (ex. *smoothing splines* ou *lowess smoothers*) (Hastie e Tibishirani, 1990), que são geralmente aplicados em estudos de séries temporais do impacto da poluição atmosférica na saúde humana, devido a não linearidade da variável resposta.

Tabela 2.4 - Histórico dos estudos que levaram à modelagem estatística denominada GLM (McCullagh e Nelder, 1989).

Ano	Autor	Estudo realizado	Tipo de distribuição envolvida
1920 a 1935	Fisher	Análise de variância para experimentos planejados	distribuição binomial com função de ligação logit
1922	Fisher	Procedimento geral para inferência estatística	qualquer distribuição
1922	Fisher	Modelo complemento log-log para ensaios de diluição	distribuição binomial
1935	Bliss	Modelo probit para proporções	distribuição binomial
1952	Dike e Patterson	Modelos logísticos para proporções	distribuição binomial com função de ligação logit
1960	Rasch	Modelo logístico para análise de itens	distribuição Bernoulli
1963	Birch	Modelos log-lineares para contagens	distribuição de Poisson e multinomial
1966	Nelder	Polinômios inversos	distribuição gama
1965	Feigl e Selen	Modelos para dados de sobrevivência	distribuição exponencial com função de ligação recíproca ou log
1966	Zippin e Armitage		
1967	Glasser		

De acordo com os estudos realizados na última década, os GAMs foram mais aplicados por permitirem ajustes não-paramétricos dos fatores de confusão não-lineares tais como sazonalidade, tendências de curto prazo e variáveis meteorológicas. Estes modelos são mais flexíveis que os

modelos completamente paramétricos como os GLMs com *splines* paramétricos. Porém, recentemente a implementação dos GAMs em programas computacionais de estatística, como o *S-Plus*, foram colocados em questionamento (Dominici *et al.*, 2003).

Para avaliar os problemas devido à implementação do programa GAM padrão em análises já publicadas, Dominici *et al.* (2002) reanalizaram os dados do Estudo Nacional de Morbidade, Mortalidade e Poluição do Ar (*National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study - NMMAPS*) (Samet *et al.*, 2000a, 2000b) usando três métodos diferentes: o GLM (regressão de Poisson) com *splines* cúbicos naturais para alcançar ajustes não-lineares de fatores de confusão; o GAM com *splines* suavizados e parâmetros de convergência padrão e o GAM com *splines* suavizados e parâmetros de convergência mais restritos que as configurações padrões.

Os autores descobriram que os GLMs com *splines* cúbicos naturais (através do método *iteratively reweighted least squares*) detectam melhor as estimativas das taxas relativas do que os GAMs com *splines* suavizados e o parâmetro padrão de convergência (através do método *local scoring* e o *backfitting algorithm*). Eles advertiram que embora o GAM com suavizadores não paramétricos forneça uma aproximação mais flexível para ajuste de fatores de confusão não-paramétricos comparado com as alternativas completamente paramétricas, o uso e implementação do GAM requer extremo cuidado. Desta forma, neste trabalho optou-se pelo uso dos GLMs.

2.2.8 - Modelos lineares generalizados (GLM)

Os modelos lineares generalizados (GLM) são a união de modelos lineares e não-lineares com uma distribuição da família exponencial, que é 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 com modelos lineares generalizados foram publicados. Por exemplo, as ferramentas computacionais GLIM (*Generalized Linear Interactive Models*), *S-Plus*, *R*, *SAS*, *STATA* e *SUDAAN*, bem como extensões destes modelos (Paula, 2004).

Os GLM são definidos por uma distribuição de probabilidade, membro da família exponencial de distribuições e são formados pelas seguintes componentes (McCullagh e Nelder, 1989):

- Componente Aleatória: n variáveis explicativas $y_1, \dots, y_n$, de uma variável resposta que segue uma distribuição da família exponencial, com valor esperado $E(y_i) = \mu$;
- Componente Sistemática: compõe uma estrutura linear para o modelo de regressão $\eta = \beta \mathbf{X}^T$, chamado de preditor linear, onde $\mathbf{X}^T = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ip})^T$, $i = 1, \dots, n$, são as chamadas variáveis explicativas;
- Função de ligação: Uma função monótona e diferenciável, g chamada de função de ligação, capaz de ligar as componentes aleatória e sistemática, ou seja, liga a média da variável resposta (μ) e a estrutura linear, definida nos GLM por $g(\mu) = \eta$, onde:

$$\eta = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n, \quad (2.6)$$

ou em forma matricial:

$$\eta = \beta \mathbf{X}^T, \quad (2.7)$$

com o coeficiente de regressão $\beta = (\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$ representando o vetor de parâmetros a ser estimado (McCullagh e Nelder, 1989).

Cada distribuição tem uma função de ligação especial, chamada de função de ligação canônica que ocorre quando $\eta_i = \theta_i$, onde θ é o chamado parâmetro de localização ou parâmetro canônico, conforme apresenta a Tabela 2.5 (McCullagh e Nelder, 1989).

Tabela 2.5 - Funções de ligação canônica de algumas distribuições da família exponencial (McCullagh e Nelder, 1989).

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

De acordo com Myers e Montgomery (2002), a utilização da função de ligação canônica implica algumas propriedades interessantes, porém não quer dizer que deva ser utilizada sempre. Essa escolha é conveniente porque além de simplificar as estimativas dos parâmetros do modelo, também facilita o cálculo do intervalo de confiança¹² para a média da variável resposta. Contudo, a conveniência não implica necessariamente qualidade de ajuste do modelo.

Conforme o exposto acima, se η é a função logarítmica neperiana e y_i possui distribuição de Poisson, o modelo resultante é o modelo de regressão de Poisson com função de ligação canônica, utilizado para avaliar dados não-negativos em forma de contagens, freqüentemente encontrados em estudos epidemiológicos da poluição do ar.

2.2.9 - Modelo de regressão de Poisson

O modelo de regressão de Poisson é um tipo específico dos GLM e GAM, que teve origem por volta de 1970, quando Wedderburn (1974) desenvolveu a teoria da quasi-verossimilhança, analisada com mais detalhes por McCullagh (1983). No caso do GLM com regressão de Poisson, o objetivo é estimar os coeficientes β_i da Equação (2.8), que consiste na Equação (2.6) com função de ligação canônica de Poisson, conforme Tabela 2.5.

$$\ln(\mu) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n. \quad (2.8)$$

¹² O intervalo de confiança (IC) é um conjunto de valores calculados com base nos dados. Pressupõe-se que cubra o parâmetro de interesse com um ‘certo’ grau (nível) de confiança. O grau de confiança mais comumente utilizado é o de 95% (Bergamaschi e Souza, 2005).

A estimativa dos parâmetros pode ser uma tarefa relativamente simples se houver somente um parâmetro a ser estimado, contudo não é o que ocorre normalmente. Nestes casos, processos iterativos devem ser empregados para resolver o sistema de equações. Nos GLM, o método utilizado para estimar os valores dos parâmetros de regressão β_i é conhecido como método escore de Fisher¹³ para maximização da função de verossimilhança¹⁴, que coincide com o método de Newton-Raphson quando a função de ligação é a canônica (Paula, 2004). De forma geral, a função de verossimilhança é dada por:

$$f(y; \theta; \phi) = \exp\{\phi[y\theta - b(\theta)] + c(y, \phi)\}, \quad (2.9)$$

onde y é a variável resposta, θ é o parâmetro canônico, ϕ é o parâmetro de dispersão e $b(\theta)$ e $c(y, \phi)$ são funções específicas de cada distribuição (Paula, 2004).

Para o modelo de regressão de Poisson; $\theta = \ln(\mu)$, $b(\theta) = e^\theta$, $\phi = 1$, $c(y, \phi) = -\ln y!$ e, portanto:

$$f_y(y; \theta; \phi) = \exp\{y \ln(\mu) - \mu - \ln(y!)\}. \quad (2.10)$$

A variável resposta de uma regressão de Poisson deve seguir uma distribuição de Poisson e os dados devem possuir igual dispersão, a média da variável resposta deve ser igual à variância. Entretanto, conforme Ribeiro (2006), “quando se trabalha com dados reais, esta propriedade é frequentemente violada”. Assim, pode-se ter uma superdispersão, quando a variância é maior que a média ou uma subdispersão, quando a variância é menor que a média (Schmidt, 2003). Uma maneira de acomodar a super ou subdispersão nos modelos é assumir que a variância é um múltiplo da média, isto é, $V(\mu) = \phi \mu$ e estimar o parâmetro ϕ , ao invés de assumi-lo igual a um (Ribeiro, 2006).

¹³ Mais detalhes do método escore de Fisher são apresentados no Anexo B.

¹⁴ A função de verossimilhança é baseada na função densidade de probabilidade, mais detalhes no Anexo B.

Os detalhes dos passos a serem seguidos na aplicação do GLM com regressão de Poisson será apresentado no próximo capítulo.

Finalmente, pela revisão bibliográfica realizada observou-se que os estudos realizados sobre poluição do ar são divididos em estudos da dispersão dos poluentes atmosféricos e estudos do impacto da poluição atmosférica na saúde humana, sendo encontradas diversas variações dentro destas duas abordagens. Estudos que envolvem os dados simulados de dispersão de poluentes nas avaliações do impacto da poluição na saúde não foram encontrados. De acordo com a revisão bibliográfica, pode se considerar que esta Tese será o ponto inicial para o desenvolvimento de pesquisas com o objetivo de unir as duas metodologias.

3. METODOLOGIA

Neste capítulo será apresentada a metodologia seguida nesta Tese, que está dividida em três partes. Primeiramente, é apresentada a metodologia para a simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos, em seguida a de avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde e finalmente a metodologia proposta de união da dispersão com o impacto.

3.1 - Modelo de Dispersão dos Poluentes Atmosféricos

Para simular a dispersão dos poluentes atmosféricos foi utilizado o software ISCST3 desenvolvido pela U.S.EPA. Uma interface da *Lakes Environmental*, denominada ISC-AERMOD View, foi utilizada. O modelo empregado neste pacote é o de pluma Gaussiana, que obtém as concentrações pela solução analítica da equação de transporte, conforme será apresentado a seguir.

3.1.1 - Modelo de pluma gaussiana

Considerando N poluentes se dispersando, cada poluente deve, em cada instante, satisfazer a equação de transporte dada por (Seinfeld e Pandis, 2006):

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[(\bar{u}_j + u'_j) c_i \right] = D_i \frac{\partial^2 c_i}{\partial x_j \partial x_j} + R_i(c_1, \dots, c_N) + S_i(\mathbf{x}, t), \quad (3.1)$$

onde c_i é a concentração do poluente i ; t é o tempo; j representa as direções x, y, z ; $\bar{u}_j$ é a velocidade média em cada direção $(\bar{u}, \bar{v}, \bar{w})$; u'_j é a flutuação aleatória da velocidade em cada direção (u', v', w') ; D_i é a difusividade molecular do poluente i ; R_i é a taxa de geração do poluente i devido às reações químicas ou à contribuição por deposição seca e/ou úmida e S_i é a taxa de adição do poluente i em $\mathbf{x} = (x, y, z)$ no tempo t . Ressalta-se que o primeiro termo da Equação (3.1) representa o termo transiente, o segundo o termo convectivo e o terceiro o termo difusivo.

As flutuações u'_j são variáveis aleatórias, pois as velocidades do vento são funções

aleatórias do espaço e do tempo. Logo, as concentrações c_i (soluções da Equação (3.1)) também devem ser variáveis aleatórias e funções específicas do espaço e do tempo, não podendo, portanto, serem determinadas de forma precisa. Uma solução seria determinar intervalos com probabilidade de conter cada variável c_i , porém para processos complexos como a difusão atmosférica isto quase sempre não é possível. Desta forma, adota-se uma aproximação mais prática, a determinação de certas propriedades estatísticas de c_i . A mais freqüente é determinar a média $\langle c_i \rangle$. Como é praticamente impossível medir a média de forma exata, pois o campo de velocidades varia aleatoriamente no tempo, é conveniente expressar uma concentração medida de um poluente i (c_i) como sendo $\langle c_i \rangle + c'_i$, onde, por definição, $\langle c'_i \rangle = 0$ (Seinfeld e Pandis, 2006). Assim, a Equação (3.1) será expressa por:

$$\frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_j} (\bar{u}_j \langle c_i \rangle) + \frac{\partial}{\partial x_j} (u'_j c'_i) = D_i \frac{\partial^2 \langle c_i \rangle}{\partial x_j \partial x_j} + R_i (\langle c_1 \rangle + c'_1, \dots, \langle c_N \rangle + c'_N) + S_i(\mathbf{x}, t). \quad (3.2)$$

Para obter a solução analítica da Equação (3.2) no modelo de pluma Gaussiana, são realizadas diversas considerações. A primeira delas se refere à turbulência que é considerada homogênea e isotrópica. Desta forma, os fluxos turbulentos $\langle u'_j c'_i \rangle$ são baseados no modelo de comprimento de mistura da turbulência e são dados por:

$$\langle u'_j c'_i \rangle = -K_{jk} \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial x_j}, \quad (3.3)$$

onde K_{jk} é o chamado tensor de difusividade turbulenta. Considerando que o eixo de coordenadas coincide com os eixos principais do tensor de difusividade turbulenta, então apenas os elementos da diagonal principal são não-nulos e, portanto:

$$\langle u'_j c'_i \rangle = -K_{jj} \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial x_j}. \quad (3.4)$$

Além disso, na dispersão atmosférica, considera-se que a difusão molecular é desprezível, comparada à difusão turbulenta, isto é:

$$D \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial x_j \partial x_j} \ll \frac{\partial}{\partial x_j} \langle u_j' c' \rangle. \quad (3.5)$$

Ainda considera-se que a atmosfera é incompressível,

$$\frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_j} = 0, \quad (3.6)$$

e que não ocorrem reações químicas na atmosfera ou existe contribuição de deposição seca e/ou úmida ($R = 0$), a Equação (3.2) se simplifica a:

$$\frac{\partial \langle c \rangle}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial \langle c \rangle}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(K_{jj} \frac{\partial \langle c \rangle}{\partial x_j} \right) + S(\mathbf{x}, t). \quad (3.7)$$

No ISCST3, a solução analítica é obtida para cada par fonte – receptor e a pluma Gaussiana emitida por uma fonte de altura h_s se comporta conforme apresentado na Figura 3.1.

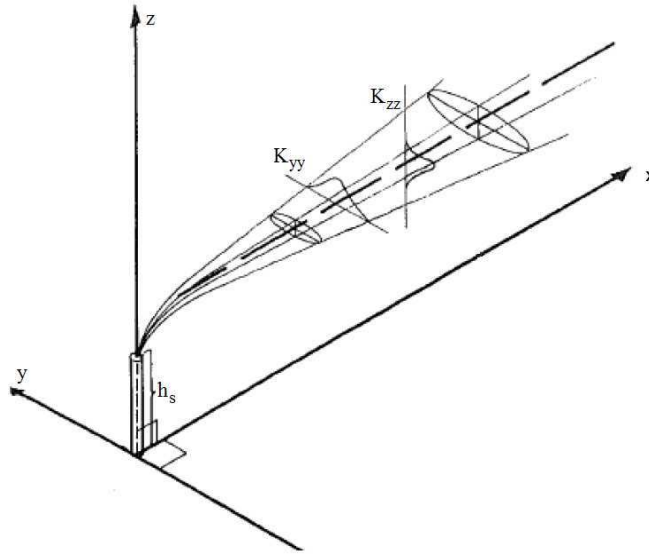


Figura 3.1 - Sistemas de coordenadas e as distribuições de concentração consideradas nos modelos de pluma Gaussiana (Turner, 1970 apud Ueda, 2010).

A pluma possui uma distribuição dos poluentes na direção x , com concentração máxima na direção do vento ao longo da linha central da pluma e dispersão transversal (direções y e z) devido à turbulência, representada pelas curvas referentes às difusividades turbulentas (K_{yy} e

K_{zz}) da Figura 3.1.

De acordo com a dispersão representada na Figura 3.1, a velocidade do vento é nula nas direções y e z ($\bar{u} \neq 0$ e $\bar{v} = \bar{w} = 0$); e a difusão turbulenta ocorre somente nas direções y e z ($K_{xx} = 0$). Além disso, considera-se regime permanente para cada período de uma hora ($\partial C / \partial t = 0$) e velocidade do vento constante neste período (Seinfeld e Pandis, 2006). Com estas considerações, a Equação (3.7) se resume a:

$$\bar{u} \frac{\partial \langle c \rangle}{\partial x} = K_{yy} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial z^2} + S(x, t), \quad (3.8)$$

onde, $\bar{u}$ é a velocidade média na direção do vento (x) e K_{yy} e K_{zz} são os coeficientes de difusão turbulenta nas direções y e z , respectivamente.

Para encontrar a solução analítica da Equação (3.8), considera-se uma fonte emitindo poluente continuamente, o que é visto conceitualmente como uma fonte que começa a emitir em $t = 0$ e continua conforme $t \rightarrow \infty$. A concentração média alcança o regime permanente, independente do tempo e $S(x, t) = Q \delta(x) \delta(y) \delta(z - h_e)$, onde Q é a taxa de emissão de poluentes, δ é um pulso de comprimento e $h_e = h_s + \Delta h$ é a altura efetiva de lançamento dos poluentes (h_s é a altura da chaminé e Δh é a altura entre o topo da chaminé e o eixo central da pluma). Portanto, a Equação (3.8) é dada por:

$$\bar{u} \frac{\partial \langle c \rangle}{\partial x} = K_{yy} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial z^2} + Q \delta(x) \delta(y) \delta(z), \quad (3.9)$$

e é resolvida utilizando-se as condições de contorno:

$$\langle c(0, y, z) \rangle = 0 \text{ e}, \quad (3.10)$$

$$\langle c(x, y, z) \rangle = 0 \quad y, z \rightarrow \pm\infty. \quad (3.11)$$

De acordo com Seinfeld e Pandis (2006) a Equação (3.9) e suas condições de contorno (Equações (3.10) e (3.11)) podem ser reescritas como:

$$\bar{u} \frac{\partial \langle c \rangle}{\partial x} = K_{yy} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial z^2}, \quad (3.12)$$

$$\langle c(0, y, z) \rangle = \frac{Q}{u} \delta(y) \delta(z - h_e) \quad e, \quad (3.13)$$

$$\langle c(x, y, z) \rangle = 0 \quad y, z \rightarrow \pm\infty. \quad (3.14)$$

A solução analítica da Equação (3.12) sujeita às condições de contorno dadas pelas Equações (3.13) e (3.14) é obtida utilizando uma transformada de Fourier em relação à direção y e em seguida em relação à direção z e é dada por:

$$c = \frac{QG}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right], \quad (3.15)$$

onde Q é a taxa de emissão de poluentes (unidade de massa/tempo); G é um constante para converter a concentração calculada para a unidade desejada (o valor padrão será utilizado nesta Tese e é igual a 1×10^6 para Q em g/s e C em $\mu\text{g}/\text{m}^3$); y e z são as coordenadas do ponto onde se quer obter a concentração de poluentes (receptor); h_e é a altura efetiva de lançamento dos poluentes; σ_y e σ_z são os desvios padrões da distribuição de concentração lateral e vertical,

dados por $\sigma_y = \sqrt{2K_{yy} \frac{x}{u}}$ e $\sigma_z = \sqrt{2K_{zz} \frac{x}{u}}$, onde x é a distância entre a fonte e o ponto receptor.

Estes parâmetros (σ_y e σ_z) são chamados parâmetros de dispersão e dependem das condições de estabilidade atmosférica, da velocidade do vento e da turbulência. Da solução analítica, o ISCST3 obtém a concentração do poluente de interesse para cada par fonte-receptor (U.S.EPA, 1995b).

3.1.2 - Dados utilizados no ISCST3

As simulações realizadas utilizando o ISCST3 podem variar de acordo com a complexidade das informações implantadas no programa e dos resultados que se queira analisar. Quanto às informações de entrada é preciso identificar as fontes de emissão, pontos receptores, dados meteorológicos e podem ser incluídos dados orográficos. Detalhes das opções de dados de entrada encontram-se a seguir:

- **Características das fontes:** O ISCST3 considera de forma diferenciada quatro tipos de fontes; pontual, volume, área e fonte aberta, e ainda permite a inclusão de fonte linha, como filas de fontes volumes ou uma fonte área extensa. Estas fontes devem ser devidamente caracterizadas. Neste estudo foram incluídas fontes pontuais (chaminés industriais) e linhas (fontes veiculares). Para as fontes pontuais (fixas) é necessário determinar sua localização; altura e diâmetro das chaminés; taxas de emissão, velocidade e temperatura de saída dos poluentes. Para as fontes veiculares (móveis), consideradas como fontes linhas, é necessário conhecer as principais vias da região e construir um inventário das emissões veiculares, em seguida distribuir as emissões totais nas vias consideradas. As emissões podem ser consideradas constantes ou variáveis de acordo com a hora do dia, mês, estação do ano ou outros períodos de variação, o que pode ser definido para todas as fontes consideradas ou apenas algumas. Neste estudo foi considerada emissão constante (U.S.EPA, 1995a). Quanto à construção dos inventários de emissões, atualmente não existe um padrão que deve ser seguido para o cálculo das emissões industriais e veiculares (U.S.EPA, 1995a).

- **Dados orográficos:** Os dados orográficos da região de estudo não são essenciais, porém caso não seja incluído, o programa irá considerar que todas as fontes e pontos receptores encontram-se à mesma altura. Em regiões montanhosas, por exemplo, o modelo não será capaz de considerar a modificação na concentração devido à influência da montanha. Portanto, o ideal é incluir um mapa da região em estudo contendo as diferenças de altitude. Ainda é possível incluir no programa obstáculos como edifícios, árvores, entre outros que podem influenciar na concentração final pelo efeito conhecido como *building downwash*. Nesta Tese foi incluído um mapa de altitudes da região e não foram considerados os obstáculos devido à dificuldade em obter estas informações e; por se tratar do estudo de uma macro-região, os efeitos de *building downwash* não seriam relevantes (U.S.EPA, 1995a).

- **Receptores:** Os receptores compreendem os pontos onde o programa calculará a concentração de poluentes, podendo ser discretos e ainda grades cartesianas ou polares, uniformes ou não-uniformes. No caso dos receptores discretos é necessário conhecer as coordenadas do ponto. Nos receptores cartesianos e polares é preciso identificar as coordenadas do ponto central, ou de canto (cartesianos) e o tamanho da grade (comprimento ou diâmetro). Nos cartesianos ainda é necessário incluir o número de pontos e a distância entre os pontos, e nos

polares o número de direções radiais, a direção radial inicial e o incremento radial (U.S.EPA, 1995a). Nesta Tese foram considerados receptores discretos, cartesianos e polares uniformes, conforme será apresentado no Capítulo 4.

- **Dados meteorológicos:** o modelo requer no mínimo dados meteorológicos horários de temperatura ambiente, velocidade e direção do vento, classe de estabilidade e altura de mistura rural e urbana. Caso deseja-se considerar os efeitos de deposição seca, é necessário incluir o comprimento de Monin-Obukhov e a velocidade de atrito da superfície. Para considerar os efeitos de deposição úmida é necessário incluir dados de precipitação (*long term model* – distribuições de frequência das classes de velocidade do vento, por setor de direção do vento e classe de estabilidade) (U.S.EPA, 1995a). Devido à carência de informações meteorológicas para a região estudada, foram consideradas apenas as informações mínimas necessárias, sem incluir deposição seca ou úmida. Os dados de classe de estabilidade e altura de mistura foram estimados. Existem diversos métodos de estimação destes parâmetros, a seguir encontram-se os métodos utilizados nesta Tese.

O cálculo da classe de estabilidade foi realizado pelo Método Sigma – A (σ_A), que utiliza dados medidos do desvio padrão do vento em combinação com a velocidade escalar média do vento como critérios para determinar a classe de estabilidade de Pasquill-Gifford (P-G) (U.S. EPA, 2000). As Tabelas 3.1 e 3.2 apresentam os critérios para o cálculo da classe de estabilidade, sendo A – extremamente instável; B – moderadamente instável; C – levemente instável; D – neutra; E – levemente estável e F – moderadamente estável. Com os dados do desvio padrão do vento, estima-se a classe de estabilidade P-G pela Tabela 3.1. Em seguida, obtém-se a classe de estabilidade P-G final, combinando a classe de estabilidade estimada com a medida da velocidade do vento a 10 metros de altura do solo utilizando as combinações encontradas na Tabela 3.2.

Tabela 3.1 - Critério de turbulência lateral para estimativas de classes de estabilidade de Pasquill-Gifford (U.S.EPA, 2000).

Classe de estabilidade P-G estimada	Desvio padrão do vento ângulo azimutal (σ_A)
A	$22,5 \leq \sigma_A$
B	$17,5 \leq \sigma_A < 22,5$
C	$12,5 \leq \sigma_A < 17,5$
D	$7,5 \leq \sigma_A < 12,5$
E	$3,8 \leq \sigma_A < 7,5$
F	$\sigma_A \leq 3,8$

Tabela 3.2 - Ajuste da classe de estabilidade de Pasquill-Gifford com velocidade do vento (U.S.EPA, 2000).

	Categoria P-G Estimativa Inicial	Velocidade do vento a 10m, u_{10} (m/s)	Categoria P-G Final
Diurno	A	$u_{10} < 3,0$	A
	A	$3,0 \leq u_{10} < 4,0$	B
	A	$4,0 \leq u_{10} < 6,0$	C
	A	$6,0 \leq u_{10}$	D
	B	$u_{10} < 4,0$	B
	B	$4,0 \leq u_{10} < 6,0$	C
	B	$6,0 \leq u_{10}$	D
	C	$u_{10} < 6,0$	D
	C	$6,0 \leq u_{10}$	D
Noturno	D,E ou F	Independente de u_{10}	D
	A	$u_{10} < 2,9$	F
	A	$2,9 \leq u_{10} < 3,6$	E
	A	$3,6 \leq u_{10}$	D
	B	$u_{10} < 2,4$	F
	B	$2,4 \leq u_{10} < 3,0$	E
	B	$3,0 \leq u_{10}$	D
	C	$u_{10} < 2,4$	D
	C	$2,4 \leq u_{10}$	E
	D	Independente de u_{10}	D
	E	$u_{10} < 5,0$	E
	E	$5,0 \leq u_{10}$	D
	F	$u_{10} < 3,0$	F
	F	$3,0 \leq u_{10} < 5,0$	E
	F	$5,0 \leq u_{10}$	D

O cálculo da altura da camada de mistura pode ser realizado utilizando o perfil de temperatura da atmosfera medido com sonda acústica ou balão meteorológico, porém quando estes dados não estão disponíveis é necessário utilizar uma correlação matemática. Nesta Tese foi utilizada a correlação de Randerson, que estima a altura da camada de mistura z_m (metros) para as classes de estabilidade de A a D pela expressão:

$$z_m = 0,3 \times \frac{u^*}{\zeta}, \quad (3.16)$$

onde ζ é o parâmetro de Coriolis (s^{-1}) e $u^* = 0,1 \times u_{10}$ é a velocidade de fricção (m/s), em que u_{10} é a velocidade do vento a 10 metros de altura. Para as classes de estabilidade E e F, assume-se $z_m = 10.000$ m (U.S. EPA, 1995). O parâmetro de Coriolis (ζ) varia em função da latitude como (Ueda, 2010):

$$\zeta = 2\Omega \sin\varphi, \quad (3.17)$$

onde Ω é a velocidade angular de rotação da Terra (s^{-1}) e φ é a latitude ($^\circ$). O parâmetro de Coriolis foi determinado de acordo com a localização da estação onde os dados meteorológicos foram coletados, sendo a latitude de $22,728^\circ$ e a velocidade angular de rotação da Terra é igual a $7,33 \times 10^{-5} s^{-1}$.

Incluídos os dados de entrada e, simulada a dispersão dos poluentes, é possível obter diferentes tipos de dados de saída. Podem ser obtidas, em uma mesma simulação, médias das concentrações para diversos períodos de tempo (1 hora, 8 horas, 1 dia, 1 ano) e ainda para todo o período selecionado.

3.2 - Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde

Para avaliar o impacto da poluição atmosférica na saúde humana foi utilizado o modelo linear generalizado (GLM) com regressão de Poisson. Para aplicar este modelo em estudos epidemiológicos de poluição atmosférica, quatro passos devem ser seguidos: construção do banco de dados; ajuste de tendências temporais; análise da qualidade de ajuste e análise dos resultados. Os detalhes de cada passo encontram-se a seguir.

3.2.1 - Banco de dados

Em estudos de séries temporais do impacto da poluição atmosférica na saúde humana usando o GLM com regressão de Poisson são necessários dados de concentração dos poluentes considerados; variáveis meteorológicas, saúde e alguns fatores de confusão (*confounding factors*). Os dados devem estar disponíveis para no mínimo dois anos e separados por dia. As concentrações de poluentes são geralmente obtidas de EMQAr. Dados meteorológicos freqüentemente utilizados são a temperatura média (ou de ponto de orvalho) e a umidade relativa do ar. Já os dados de saúde variam de acordo com o objetivo do estudo. Alguns utilizam dados de mortalidade e outros de morbidade e podem estar separados por tipo de doença (ex. doenças respiratórias ou cardiovasculares), faixa etária ou qualquer outro fator de interesse. Os fatores de confusão podem ser de longo prazo (sazonalidade) ou de curto prazo (dias da semana, indicador de férias, etc). Antes de ajustar as tendências temporais e aplicar o modelo ao banco de dados, é realizada uma análise inicial da relação existente entre as variáveis de interesse (morbidade, concentração de poluentes e dados meteorológicos). Esta análise inicial é realizada com a construção de uma matriz de correlações de Pearson. A correlação linear de Pearson, ou simplesmente, coeficiente de correlação entre duas variáveis (a e d) é definido por (Neto, 2002):

$$r = \frac{cov(a, d)}{\sigma_a \sigma_d}, \quad (3.18)$$

onde $cov(a, d)$ é a covariância entre a e d e, σ_a e σ_d são os desvios-padrão das variáveis a e d , respectivamente. Estas quantidades são dadas por:

$$cov(a, d) = \frac{\sum_{i=1}^n (a_i - \bar{a})(d_i - \bar{d})}{n - 1}, \quad (3.19)$$

$$\sigma_a = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (a_i - \bar{a})^2}{n - 1}}, \quad (3.20)$$

$$\sigma_d = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (d_i - \bar{d})^2}{n-1}}, \quad (3.21)$$

onde n é o número de observações, $\bar{a}$ e $\bar{d}$ são as médias das variáveis a e d , respectivamente.

Para verificar se duas variáveis possuem uma correlação de Pearson estatisticamente significativa a um certo nível de significância α , realiza-se o chamado teste de hipótese¹⁵. A hipótese estatística a ser testada é designada por H_0 chamada hipótese nula, expressa por uma igualdade. A hipótese alternativa (H_1) é dada por uma desigualdade (Mood *et al.*, 1974; Fonseca e Martins, 1996). O teste de hipótese possui várias finalidades, uma delas é verificar se duas variáveis possuem uma boa correlação ou não. Neste caso, consideram-se as hipóteses $H_0 : r \approx 0$ e $H_1 : r \neq 0$. A estatística teste utilizada para verificar esta hipótese é:

$$\tau_0 = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}} \quad (3.22)$$

onde r é o coeficiente de correlação e n é o número de observações.

A rejeição da hipótese nula ocorre quando $|\tau_0| > \tau_{\alpha/2, n-k-1}$ (n = número de observações, k = número de variáveis explicativas), indicando que as variáveis possuem uma correlação de Pearson estatisticamente significativa. Caso o coeficiente seja positivo, significa que quando uma variável aumenta a outra também aumenta (Mood *et al.*, 1974; Bhattacharyya e Johnson, 1977; Fonseca e Martins, 1996). Os valores $\tau_{\alpha/2, n-k-1}$ são apresentados na Tabela C.1 de distribuição t de *student*¹⁶, onde gl é o grau de liberdade, dado neste caso por $n-k$ e α é o nível de significância considerado.

¹⁵ Teste de hipótese – É uma regra de decisão utilizada para verificar a validade ou não de uma hipótese formulada a partir dos dados observados. (Fonseca e Martins, 1996).

¹⁶ Distribuição t de *student* – É uma distribuição contínua semelhante à distribuição normal utilizada para realizar testes de hipótese (Fonseca e Martins, 1996).

3.2.2 - Ajuste de tendências temporais

Uma característica comum dos estudos epidemiológicos são as tendências devido aos fatores de confusão e às correlações entre as variáveis explicativas, que nunca são completamente eliminadas quando se trabalha com dados observacionais. Fatores de confusão estão presentes quando uma variável explicativa está associada tanto com a variável resposta quanto com a exposição de interesse, mas não é resultado da exposição. Desta forma, em estudos epidemiológicos é comum controlar adequadamente os potenciais fatores de confusão. Os estudos de séries temporais têm algumas características únicas a respeito dos fatores de confusão (Dominici *et al.*, 2003; Peng *et al.*, 2006) que serão apresentados a seguir.

3.2.2.1 - Sazonalidade

A preocupação primordial nos estudos de séries temporais se refere a fatores de confusão que variam no tempo de forma similar aos poluentes e aos efeitos na saúde. Um destes fatores é a chamada sazonalidade. Uma forma de ajustar esta tendência é usar modelos semi-paramétricos que incluem uma função suavizada do tempo. A função suavizada serve como um filtro linear para a mortalidade (morbidade) e a concentração de poluentes e remove qualquer tendência sazonal ou de longo prazo dos dados (Peng *et al.*, 2006). Diversos métodos para lidar com estas tendências podem ser utilizados tais como *smoothing splines*, *penalized splines*, *parametric (natural cubic) splines* e com menor frequência os suavizadores *LOWESS (locally weighted running line)* ou funções harmônicas (Schwartz *et al.*, 1996; Samet *et al.*, 2000a, 2000b; Dominici *et al.*, 2002; Peng *et al.*, 2006). Os *splines* mais utilizados nos GLM são os *natural cubic splines (splines cúbicos naturais)* (Chapra e Canale, 1987; Schwartz *et al.*, 1996; Samoli *et al.*, 2011), os demais são aplicados no GAM.

Spline é um tipo de função que fornece uma aproximação do comportamento das funções que têm mudanças locais e abruptas. Nos *splines*, ao invés de utilizar apenas um polinômio para todo o conjunto de dados, definem-se alguns intervalos e estima-se uma função polinomial para cada um dos intervalos (Chapra e Canale, 1987; Peng *et al.*, 2006). O objetivo do *spline* cúbico natural é derivar um polinômio de terceira ordem para cada intervalo entre dois nós (ponto onde dois *splines* se encontram) que tem a seguinte forma:

$$f_i(x) = a_i x^3 + b_i x^2 + c_i x + d_i. \quad (3.23)$$

Para $n+1$ pontos ($i=1,2,\dots,n$) existem n intervalos e, conseqüentemente, $4n$ constantes desconhecidas (a_i, b_i, c_i, d_i) a determinar. Assim, são necessárias $4n$ equações ou condições: os valores das funções devem ser constantes nos nós, exceto para o primeiro e último nó ($2n-2$ condições); a primeira e a última função devem passar pelos pontos finais (2 condições); as primeiras e segundas derivadas nos nós (exceto o primeiro e o último) devem ser iguais para garantir a continuidade ($2n-2$ condições) e as derivadas segundas nos pontos finais devem ser iguais a zero (2 condições). Assim, utilizando as condições especificadas, obtêm-se os polinômios de terceiro grau para cada intervalo considerado (Chapra e Canale, 1987; Tadano, 2007).

Um aspecto importante na aplicação dos *splines* é a escolha do número de nós que pode resultar em um efeito significativo na suavização resultante. No estudo de Peng *et al.* (2006), os autores forneceram uma caracterização abrangente da escolha do modelo e da incerteza em estudos de séries temporais do impacto da poluição atmosférica nos casos de mortalidade, com foco no ajuste de fatores de confusão de tendências sazonais e de longo prazo. De acordo com os resultados para *splines* naturais, as incertezas diminuem abruptamente entre um e quatro graus de liberdade (*gl*) por ano e permanecem estáveis para *gl* maiores, sugerindo que ao menos quatro graus de liberdade por ano de dados devem ser utilizados. Desta forma, em estudos de séries temporais da poluição atmosférica e mortalidade (morbidade) geralmente são utilizados de quatro a seis nós por ano de dados, já que a tendência sazonal é devido à diferença no comportamento das variáveis durante as estações do ano (Tadano, 2007).

3.2.2.2 - Dias da semana e feriados

As funções suavizadas do tempo consideram somente os fatores de confusão potenciais que variam suavemente com o tempo como a sazonalidade, mas outros fatores de confusão potenciais que variam em escalas de tempo menores também podem provocar erros em estudos epidemiológicos de séries temporais da poluição do ar, como os dias da semana e feriados (Lipfert, 1993; Peng *et al.*, 2006). Estas tendências podem não estar presentes, mas elas aparecem

com frequência suficiente, logo devem ser consideradas (Schwartz *et al.*, 1996; Samoli *et al.*, 2011). Por exemplo, nos finais de semana o número de atendimentos hospitalares é menor do que nos dias de semana. Uma forma de ajustar esta tendência é acrescentar uma variável qualitativa para dias da semana que varia de um a sete, começando a contagem no domingo. O número de atendimentos hospitalares nos feriados também é menor do que nos dias em que não é feriado. Esta tendência é ajustada com o acréscimo de uma variável binomial, ou seja, os dias de feriado recebem valor um e os dias em que não é feriado recebem valor zero (Tadano *et al.*, 2009).

Considerando todas as tendências temporais e variáveis explicativas citadas no GLM com regressão de Poisson, a expressão utilizada em alguns estudos do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional, como o impacto no número de pessoas com doença respiratória, é dada por (Tadano, 2007):

$$\ln(y) = \beta_0 + \beta_1 T + \beta_2 UR + \beta_3 CP + \beta_4 F + \beta_5 dds + \beta_6 ns, \quad (3.24)$$

onde y é o número de pessoas com doença respiratória; T é a temperatura média do ar ou temperatura de ponto de orvalho; UR é a umidade relativa do ar; CP é a concentração do poluente de interesse; F é a variável para ajustar a tendência no tempo devido aos feriados; dds é a variável para ajustar a tendência no tempo devido aos dias da semana e ns é o *spline* cúbico natural aplicado para ajustar a sazonalidade.

As tendências temporais de curto prazo tais como os dias da semana e os feriados podem levar a autocorrelações entre os dados de um dia com os dias anteriores, até mesmo após seu ajuste. Neste caso, funções de autocorrelação parcial são utilizadas.

3.2.2.3 - Funções de autocorrelação parcial

Uma forma de analisar a existência ou não de tendências temporais entre os dados de um dia com dias anteriores, mesmo após ajustar para as tendências temporais de curto prazo, é construindo um gráfico da função de autocorrelação parcial (FAC parcial) em função dos dias de defasagem (*lag*), conforme exemplo apresentado na Figura 3.2. No gráfico da função de

autocorrelação, os resíduos devem ser o menor possível, encontrando-se numa faixa entre $\left[-2/n^{1/2}, 2/n^{1/2}\right]$, onde n é o número de observações presentes no problema (Ferraz *et al.*, 1999).

A função de autocorrelação do resíduo é dada por:

$$FAC = \frac{C_l}{C_0}, \quad (3.25)$$

onde $C_k = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n-l} (y_i - \bar{y})(y_{i+l} - \bar{y})$, sendo que n é o número de observações; l representa os dias de defasagem; y_i são os valores medidos da variável resposta e $\bar{y}$ é a média da variável resposta (Box *et al.*, 1994).

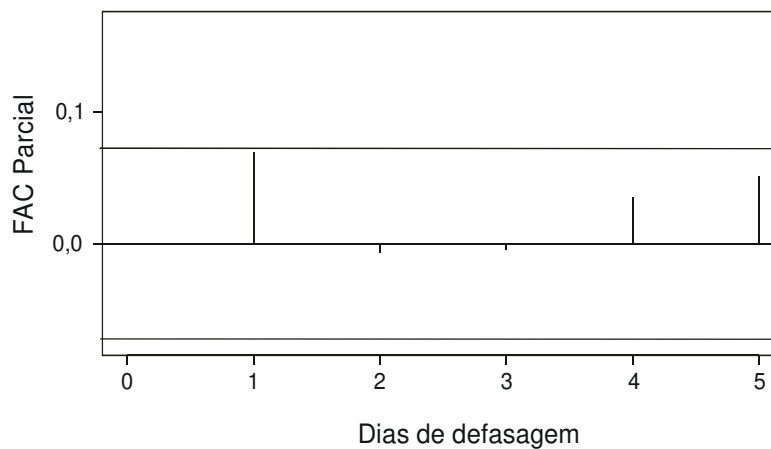


Figura 3.2 - Exemplo de gráfico da função de autocorrelação (FAC) parcial em relação a dias de defasagem (lag).

No caso de estudos epidemiológicos, as autocorrelações importantes e possíveis de serem interpretadas ocorrem nos primeiros cinco dias. Estas autocorrelações geralmente são devido ao reduzido número de atendimentos hospitalares nos finais de semana ou feriados. Se os dados estão correlacionados, deve-se ajustar o modelo levando em consideração essas autocorrelações. Esta correção é feita com a inserção do resíduo no modelo. Os resíduos a serem incluídos no modelo são os resíduos do tipo *working*. Estes resíduos são obtidos diretamente ao extrair as componentes dos resíduos na aplicação da função *glm* (função de aplicação do modelo linear generalizado), nos programas estatísticos *R* ou *S-Plus*. Os resíduos *working* são definidos por:

$$r_i^w = (y_i - \hat{\mu}_i) \frac{\partial \eta}{\partial \hat{\mu}_i}, \quad (3.26)$$

onde η é a função de ligação, que na forma canônica para a regressão de Poisson é dada por $\eta = \ln \mu$; y_i são os valores medidos da variável resposta; $\hat{\mu}_i$ são os valores da variável resposta ajustados pelo modelo e $i = 1, 2, \dots, n$ com n sendo o número de observações (S-Plus 7, 2005).

Quando o modelo é ajustado para os resíduos (autocorrelação) é preciso comparar o modelo original com o modelo ajustado para autocorrelações, com o intuito de verificar se houve uma melhora significativa no modelo. Uma vez escolhido o modelo que melhor se ajuste aos dados, é necessário avaliar o ajuste da modelagem para assegurar que este modelo é realmente o melhor a ser aplicado ao banco de dados.

3.2.3 - Avaliação do ajuste

O GLM com regressão de Poisson tem sido vastamente aplicado em estudos epidemiológicos de poluição do ar, mas é necessário cuidado, porque em determinadas situações o modelo pode não se ajustar bem ao banco de dados. Existem dois métodos estatísticos utilizados para avaliar o ajuste dos GLMs, como segue.

3.2.3.1 - Pseudo R^2

Um teste fácil de ser aplicado para avaliar o ajuste de um GLM com regressão de Poisson é chamado de estatística pseudo R^2 . Este teste é similar ao coeficiente de determinação obtido nos modelos lineares clássicos, e é definido por:

$$Pseudo R^2 = \frac{l(\mathbf{b}_{\min}) - l(\mathbf{b})}{l(\mathbf{b}_{\min})}, \quad (3.27)$$

onde l é a função de log-verossimilhança; $l(\mathbf{b}_{\min})$ é o valor máximo da função de log-verossimilhança para o modelo com o mesmo parâmetro para todos os y 's e nenhuma variável explicativa (modelo nulo) e $l(\mathbf{b})$ é o valor máximo da função de log-verossimilhança para o modelo com p parâmetros (modelo completo) (Dobson e Barnett, 2008). Esta estatística mede a

redução no desvio devido à inclusão de variáveis explicativas e pode ser calculada através da Tabela Anova com teste qui-quadrado gerada no *software R* (R Development Core Team, 2010) quando aplica-se o GLM.

De acordo com Faraway (1999), um bom valor de R^2 depende da área de aplicação. O autor sugere que, em ciências biológicas e sociais, são esperados valores mais baixos para R^2 . Valores de aproximadamente 0,6 podem ser considerados bons, pois nestas áreas as variáveis tendem a estar mais fracamente correlacionadas e existe muito ruído. O autor também adverte que este valor é apenas uma aproximação e que uma experiência maior em cada área é necessária para julgar melhor o valor de R^2 .

3.2.3.2 - Estatística qui-quadrado

Outro teste estatístico utilizado para avaliar o ajuste do GLM com regressão de Poisson é a chamada estatística de Pearson ou Qui-quadrado (χ^2), que é capaz de comparar a distribuição observada com a determinada pelo modelo. Utiliza-se um teste de hipótese para avaliar se o modelo se ajustou bem aos dados ou não. Neste caso, considera-se a hipótese nula (H_0) de que os valores estimados se aproximam dos valores observados e como hipótese alternativa (H_1) que os valores estimados diferem dos valores observados. A estatística teste utilizada para verificar esta hipótese é (Schmidt, 2003):

$$\chi^2_{cal} = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{\mu}_i)^2 / \hat{\mu}_i, \quad (3.28)$$

onde y_i são os valores medidos da variável resposta; e $\hat{\mu}_i$ são os valores ajustados pelo modelo e $i = 1, 2, \dots, n$ com n observações. Pode-se dizer que a estatística de Pearson é a soma dos resíduos de Pearson para cada observação.

A rejeição da hipótese nula para um nível de significância α ocorre quando $\chi^2_{cal} > \chi^2_{tab}$ (n = número de observações, k = número de variáveis explicativas). Os valores de χ^2_{tab} são apresentados na Tabela C.2 de distribuição qui-quadrado, onde gl é o grau de liberdade, dado por $n - k - 1$ (n = número de observações, k = número de variáveis explicativas) e α é o nível de

significância considerado. Não existem evidências que dizem qual das duas estatísticas (Pseudo R^2 ou χ^2) é mais apropriada de ser aplicada. Para o caso do ajuste do modelo GLM com regressão de Poisson, um valor qui-quadrado calculado muito grande com poucos graus de liberdade resulta na violação da suposição de Poisson, isto é, deve se comparar os valores de χ^2_{cal} com o de χ^2_{tab} para $\alpha = 0,05$ (Chongsuvivatwong, 2011).

3.2.4 - Análise dos resultados

Em estudos epidemiológicos é comum encontrar uma relação entre a concentração de poluente do ar de um dia com os efeitos na saúde do dia seguinte, de dois dias depois ou até mesmo após uma semana ou mais. Então, os pesquisadores geralmente ajustam o modelo para diferentes arranjos do mesmo banco de dados com defasagens. Em estudos de séries temporais, defasagens de um a sete dias são frequentemente aplicadas (Danni-Oliveira, 1999; Gauderman *et al.*, 2000; Martins, 2000; Braga *et al.*, 2001; Martins *et al.*, 2002; Bakonyi, 2004; Freitas *et al.*, 2004; Martins, 2004). A procura pelo melhor ajuste pode ser feita utilizando o Critério de Informação de Akaike.

3.2.4.1 - Critério de informação de Akaike

O Critério de Informação de Akaike (AIC¹⁷) é muito útil para escolher entre modelos que utilizam o mesmo banco de dados. Quanto menor o AIC, melhor o modelo. A expressão para calcular o AIC é dada por:

$$AIC = -2l(\mathbf{b}) + 2(gl)\hat{\phi}, \quad (3.29)$$

onde $l(\mathbf{b})$ é o valor máximo da log-verossimilhança para o modelo completo; gl são os graus de liberdade do modelo e $\hat{\phi}$ é o parâmetro de dispersão estimado (Peng *et al.*, 2006). O AIC é automaticamente fornecido quando se aplica o GLM com regressão de Poisson no programa estatístico R.

¹⁷ Akaike Information Criterion (AIC)

Após escolher o modelo que melhor se ajuste ao banco de dados e que apresenta a melhor relação entre poluição do ar e efeitos na saúde, um método para verificar a força desta relação é aplicado. O método frequentemente aplicado (utilizado nos programas computacionais *S-Plus* e *R*) é o teste de hipótese *t* de *Student*.

3.2.4.2 - Teste *t* de *Student*

Em estudos de séries temporais, a confirmação de qualquer relação entre poluição do ar e efeitos na saúde é realizado utilizando um teste de hipótese que avaliará se os coeficientes de regressão são estatisticamente significativos ou não. Neste caso, consideram-se as hipóteses $H_0 : \beta = 0$ e $H_1 : \beta \neq 0$. A estatística teste utilizada para verificar esta hipótese é:

$$\tau_0 = \beta / \varepsilon, \quad (3.30)$$

onde ε é o erro padrão do coeficiente de regressão (β) estimado.

A rejeição da hipótese nula ocorre quando $|\tau_0| > \tau_{\alpha/2, n-k-1}$ (n = número de observações, k = número de variáveis explicativas), indicando que o valor encontrado para o coeficiente de regressão é estatisticamente significativo, então a variável explicativa considerada influencia nos resultados da variável resposta (Mood *et al.*, 1974; Bhattacharyya e Johnson, 1977; Fonseca e Martins, 1996). Os valores $\tau_{\alpha/2, n-k-1}$ são apresentados na Tabela C.1 de distribuição *t* de *Student*, onde *gl* é o grau de liberdade, dado neste caso por $n-k-1$ e α é o nível de significância considerado. Se o estudo mostrou uma relação estatisticamente significativa entre as concentrações dos poluentes do ar e os efeitos na saúde, algumas análises e projeções são realizadas utilizando uma medida chamada risco relativo calculada com parâmetros estimados no modelo (Baxter *et al.*, 1997).

3.2.4.3 - Risco relativo

O risco relativo (chamado de taxa de razão pelos estatísticos) (Dobson e Barnett, 2008) é utilizado para estimar o impacto da poluição do ar na saúde humana, realizando algumas

projeções de acordo com a concentração dos poluentes. Ele é uma medida da associação entre um fator particular x (por exemplo, a concentração de poluentes atmosféricos) e o risco de um determinado resultado Y (por exemplo, o número de pessoas com problemas respiratórios em uma região) (Everitt, 2003). De forma mais específica, a função risco relativo para um nível x de um poluente é definida por (Baxter *et al.*, 1997):

$$RR(x) = \frac{E(Y|x)}{E(Y|x=0)}. \quad (3.31)$$

Para o modelo de regressão de Poisson, o risco relativo é dado por:

$$RR(x) = e^{\beta x}. \quad (3.32)$$

Isto indica que o risco de uma pessoa exposta a uma concentração de MP_{10} (x) adquirir doenças respiratórias é $RR(x)$ vezes maior que uma pessoa que não foi exposta a esta concentração. Um risco relativo igual a dois para uma concentração de MP_{10} de $100 \mu g/m^3$, por exemplo, indica que uma pessoa exposta a esta concentração de MP_{10} possui o dobro de chance de adquirir uma doença respiratória que uma pessoa que não foi exposta a esta concentração.

3.3 - Metodologia Proposta de União das Duas Modelagens

O princípio básico de união das duas modelagens (dispersão e impacto) é utilizar os dados de saída do modelo de dispersão (concentrações de poluentes) como dados de entrada do modelo de impacto. Um dos objetivos desta proposta é permitir a realização de estudos de impacto da poluição atmosférica em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar. Neste caso, devem ser seguidos os seguintes passos:

- Definir o poluente, o tipo de impacto e o período a ser estudado, sendo que é necessário considerar ao menos dois anos completos de dados;
- Construir um inventário de emissões veiculares e industriais da região para o período escolhido;

- Simular a dispersão dos poluentes escolhidos para o período escolhido;

- Aplicar a metodologia de avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional apresentada no item 3.2, substituindo os dados diários de concentrações de poluentes monitorados pelos dados diários simulados e assim obtém-se o coeficiente de regressão e a expressão para o risco relativo que representa o impacto considerado para a região estudada.

Um objetivo de grande aplicabilidade da proposta de união das duas modelagens será a possibilidade de realizar previsões do impacto da poluição atmosférica na saúde humana. Para tanto, é necessário simular a dispersão dos poluentes para um cenário futuro, utilizando dados de emissões atmosféricas disponíveis para este novo cenário. Os dados de concentração do modelo de dispersão serão utilizados como dados de entrada do modelo de impacto. Por exemplo, antes de se instalar uma nova indústria em uma cidade, como parte do EIA-RIMA poderá ser realizada uma previsão dos impactos à saúde da população da região.

Os passos a serem seguidos para realizar previsões são:

1 – Obter um modelo de impacto para o cenário atual, utilizando dados de concentração de poluentes monitorados e de saúde atuais. Assim, obtém-se uma expressão para o risco relativo baseado no impacto já ocorrido, conforme a Equação (3.33)

$$RR(x) = e^{\beta_{atual} \cdot x} . \quad (3.33)$$

2 – Acrescentar ao inventário de emissões, as emissões do cenário projetado e simular a dispersão dos poluentes atmosféricos de interesse;

3 – Incluir as concentrações obtidas (x) pela nova simulação da dispersão na Equação (3.33) para o cálculo do futuro risco relativo.

4 – Para obter o número esperado de mortalidade ou morbidade, o novo RR é multiplicado pelo número de casos de mortalidade ou morbidade que ocorreram no cenário atual.

4. ESTUDO DE CASO

O estudo de caso desta Tese consistiu na análise da dispersão de poluentes (NO_x , SO_2 , CO e MP_{10}) e de seus impactos no número de internações por doenças respiratórias da população do município de Campinas. Foram consideradas as emissões industriais da Região Metropolitana de Campinas (RMC) e as veiculares dos municípios de Campinas e Paulínia, no período de 2007 a 2009. A seguir serão apresentadas algumas características da região de estudo como: infraestrutura, relevo, meteorologia, saúde, entre outros.

4.1 - Características da Região Metropolitana de Campinas

A região selecionada para realização desta pesquisa foi a Região Metropolitana de Campinas que está localizada na região oeste do estado de São Paulo e compreende 19 municípios (Americana, Artur Nogueira, Campinas, Cosmópolis, Engenheiro Coelho, Holambra, Hortolândia, Indaiatuba, Itatiba, Jaguariúna, Monte Mor, Nova Odessa, Paulínia, Pedreira, Santa Bárbara d'Oeste, Santo Antônio de Posse, Sumaré, Valinhos e Vinhedo). De acordo com o censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2010, a região possui 2.798.477 habitantes, distribuídos em 3.647 km^2 , sendo que Campinas, cidade sede da região, possui 40% desta população e 22% da extensão territorial (IBGE, 2011).

A malha rodoviária da região é extensa, destacando-se as rodovias Anhanguera e Bandeirantes que ligam a capital ao interior do estado e ao sul do estado de Minas Gerais; a rodovia SP-065 (Dom Pedro I) que liga a região à BR-116 (Dutra) e à BR-381 (Fernão Dias); e a rodovia SP-75 (Santos Dumont) que dá acesso à BR-374 (Castello Branco) (Ueda, 2010). Devido à sua localização e infraestrutura privilegiada com facilidade de acesso ao grande mercado consumidor da Região Metropolitana de São Paulo e aos terminais de exportação do litoral, o crescimento do setor industrial da região é um dos mais significativos do país, ocupando o terceiro lugar. As indústrias são diversificadas contando com indústrias automotivas, têxteis, farmacêuticas, petroquímicas, alimentícias, metalúrgicas, além de centros de tecnologia da informação e comunicação. O setor de serviços tem grande destaque na região pelo comércio,

turismo, setor imobiliário, complexos universitários, redes educacionais, entre outros (Estado de São Paulo, 2008).

O relevo da Região Metropolitana de Campinas (RMC) está apresentado na Figura 4.1. Os dados foram obtidos a partir do *U.S. Geological Survey*, via rede mundial de computadores (Ueda, 2010). A RMC localiza-se sobre dois compartimentos geomorfológicos: o planalto atlântico e a depressão periférica. A região de planalto atlântico caracteriza-se por solo mais acidentado dificultando a expansão urbana e o desenvolvimento agrícola. A depressão periférica encontra-se a oeste da região e abrange quase todos os municípios, onde o solo é fértil e a altura varia entre 500 e 650m, conforme mostra a Figura 4.1 (Estado de São Paulo, 2011).

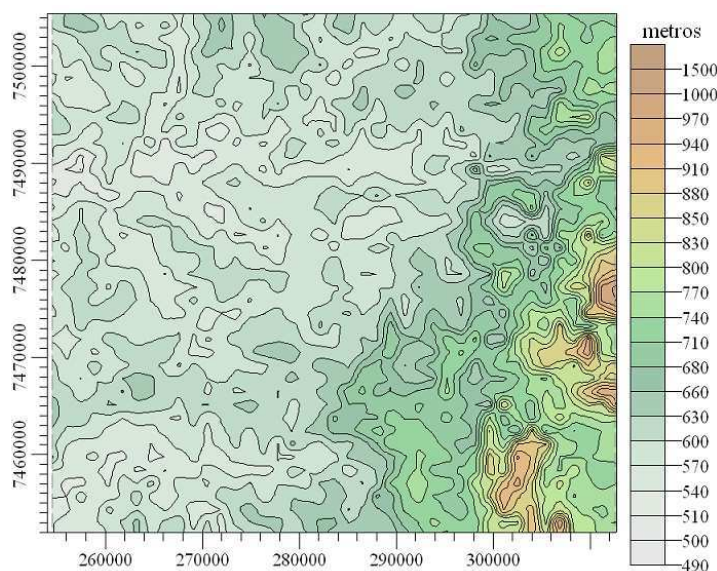


Figura 4.1 - Mapa topográfico da Região Metropolitana de Campinas.

De acordo com os dados do Ministério da Saúde (Datasus, 2011) e do IBGE (2011), a porcentagem de pessoas com doenças respiratórias no município de Campinas no período de 2007 a 2009 esteve em torno de 0,50%, conforme apresenta a Tabela 4.1, sendo que a porcentagem diminuiu de 2007 para 2008 e voltou a aumentar em 2009. De acordo com a Classificação Internacional das Doenças (CID-10), são consideradas doenças respiratórias: infecções agudas das vias aéreas superiores; influenza (gripe) e pneumonia; outras infecções agudas das vias aéreas inferiores; outras doenças das vias aéreas superiores; doenças crônicas das vias aéreas inferiores; doenças pulmonares devido a agentes externos; outras doenças

respiratórias que afetam principalmente o interstício; afecções necróticas e supurativas das vias aéreas inferiores; outras doenças da pleura e outras doenças do aparelho respiratório (J00-J99)¹⁸.

Tabela 4.1 - Dados epidemiológicos e demográficos para Campinas em 2007, 2008 e 2009 (Datusus, 2011 e IBGE, 2011).

Ano	Pessoas com DR	População Total	% DR/Pop. Total
2007	5955	1.073.021	0,55
2008	4332	1.056.644	0,41
2009	5582	1.064.669	0,52

4.2 - Dados Meteorológicos

A RMC apresenta um clima tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos, apresentando temperaturas médias no verão de 22°C e de 18°C no inverno. O índice pluviométrico anual é da ordem de 1.400 mm, com chuvas concentradas principalmente nos meses de outubro a março (Estado de São Paulo, 2011). Para a realização deste estudo foram utilizados dados meteorológicos de temperatura ambiente, umidade relativa do ar, velocidade e direção do vento de 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2009.

A análise de dispersão para validação da modelagem da dispersão dos poluentes atmosféricos foi realizada para o período de inverno de 2009, por ser considerado um período crítico à dispersão dos poluentes atmosféricos devido às condições meteorológicas (temperatura e umidade) desfavoráveis. Nesta etapa foram utilizados dados horários de temperatura média ambiente, umidade relativa do ar, velocidade e direção do vento e desvio padrão da velocidade do vento para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009. No exemplo de união das metodologias de dispersão e de impacto foram utilizados os dados meteorológicos mencionados para o período de 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2008. Os dados meteorológicos foram obtidos da estação meteorológica automática localizada na Refinaria de Paulínia (Replan).

Como base de visualização da direção predominante de dispersão dos poluentes atmosféricos, as rosas dos ventos do período estudado foram analisadas. As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4

¹⁸ Mais detalhes em: Organização Mundial da Saúde (1997).

apresentam as rosas dos ventos para o período de inverno de 2009, ano de 2007 e ano de 2008, respectivamente. Pode se observar uma predominância do vento nas direções sudeste (de Campinas para Paulínia) e nordeste (do distrito industrial de Paulínia para a região urbana de maior densidade populacional de Paulínia) em todos os períodos considerados neste estudo. A velocidade do vento oscilou principalmente entre 0,5 e 3,6 m/s, atingindo máximas de 5,7 m/s no inverno de 2009 e de 8,8 m/s em 2007 e 2008. No período entre 2007 e 2008, as máximas velocidades do vento de Paulínia estiveram acima das máximas da cidade de São Paulo (5,5 m/s) e abaixo das máximas de Cubatão (14,0 m/s) (Cetesb, 2010a).

Os dados meteorológicos obtidos foram ainda utilizados para obter a classe de estabilidade atmosférica e a altura de mistura que são informações de entrada necessárias para a simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos utilizando o ISCST3. A classe de estabilidade foi obtida através do Método Sigma-A que utiliza dados medidos de velocidade do vento e desvio padrão da velocidade do vento, conforme apresentado no Capítulo 3. Para o cálculo da altura de mistura foi utilizada a correlação de Randerson que leva em consideração a velocidade do vento a 10 metros de altura. Detalhes destes cálculos foram apresentados no Capítulo 3.

Para realizar a dispersão dos poluentes atmosféricos utilizando o ISCST3, além de dados meteorológicos, ainda é preciso obter informações das emissões de poluentes. A seguir é apresentada a metodologia de construção dos inventários e os dados de emissões industriais e veiculares utilizados neste estudo.

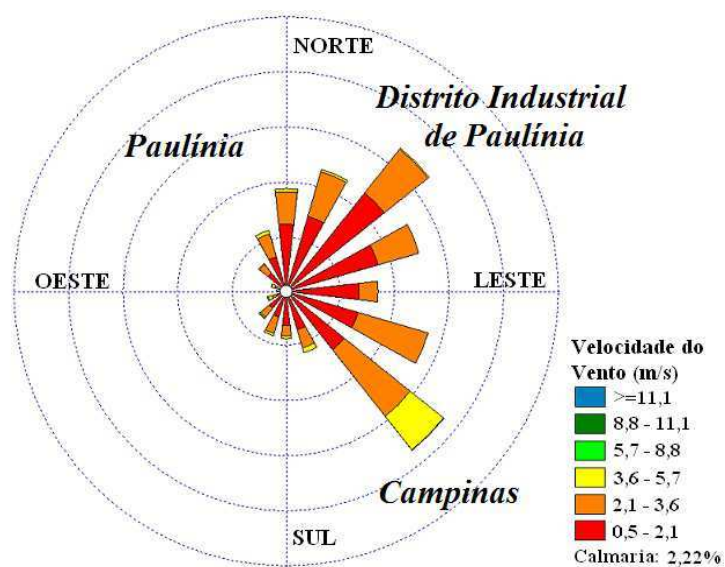


Figura 4.2 - Rosa dos ventos de 21 de junho a 22 de setembro de 2009.

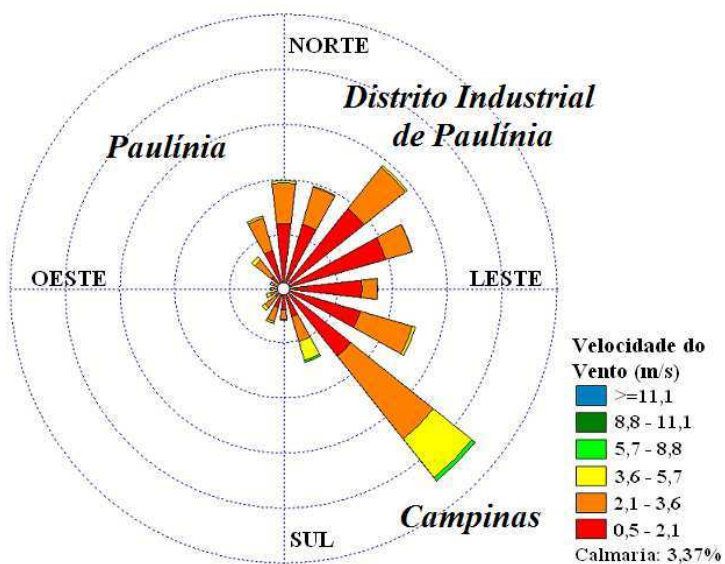


Figura 4.3 - Rosa dos ventos de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2007.

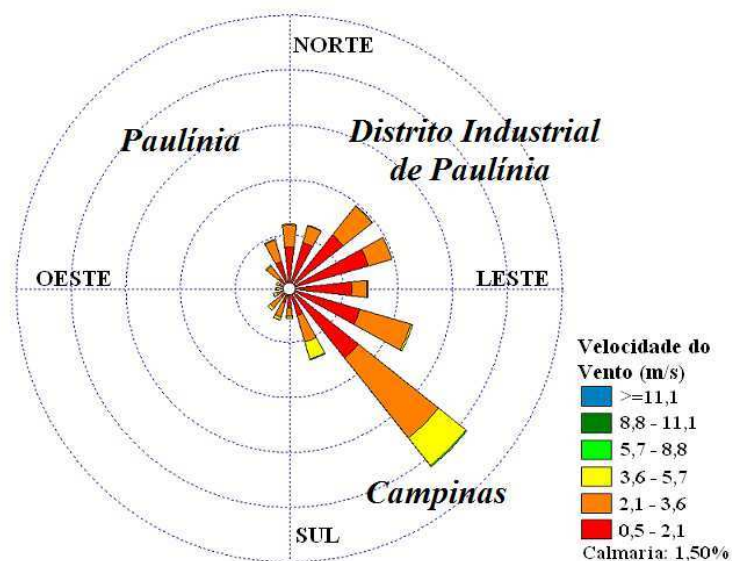


Figura 4.4 - Rosa dos ventos de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2008.

4.3 - Inventário de Emissões Industriais

Como dados de emissões pontuais (industriais) foram considerados os dados das principais indústrias da RMC inventariados pela Cetesb (2010b). Devido à escassez de informação com relação às diferentes fontes de emissão de cada indústria, as emissões foram consideradas como provenientes de uma única chaminé por indústria, exceto para a empresa Petróleo Brasileiro S/A – Replan, que foram consideradas 27 chaminés, conforme os dados do EIA-RIMA da Replan (Petrobras, 2006). Cada chaminé foi identificada com um número. Na Tabela 4.2, encontram-se os códigos de cada chaminé que foram utilizados na construção da Tabela 4.3, com a identificação do nome da indústria correspondente.

As estimativas de emissões de NO_x e SO_2 das fontes industriais consideradas para o período de 2007, 2008 e 2009 estão apresentadas na Tabela 4.3. As estimativas para as emissões de MP_{10} e CO do mesmo período encontram-se na Tabela 4.4. Pela análise das Tabelas 4.3 e 4.4 pode se observar que a maior contribuição para a emissão de NO_x , SO_2 e CO provém da Replan (33 a 59), com ordem de grandeza superior às emissões das demais indústrias. Quanto ao MP_{10} , a maior emissora é a Ripasa (12) para todos os anos de estudo, sendo ainda a segunda maior emissora de SO_2 . A segunda maior emissora de CO em 2007 foi a Villares Metal S/A (23), já em 2008 e

2009, foi a Rhodia (22). A Rhodia se destaca ainda pela elevada emissão de NO_x para todo o período de estudo. Concluindo, as fontes industriais consideradas neste estudo compreendem 58 fontes pontuais cujas localizações se encontram na Figura 4.5. O município com o maior número de indústrias é o município de Paulínia. No município de Campinas encontram-se apenas três indústrias.

Tabela 4.2 - Nomenclatura das fontes industriais da RMC consideradas no estudo e os nomes das indústrias correspondentes.

Código	Indústria	Código	Indústria
01	Antibióticos do Brasil	17	Bann Química Ltda.
02	Ajinomoto	18	Cargill Nutrição Animal Ltda.
03	Evonik Degussa Ltda.	19	Ambev (Cooperativa Brasileira de Bebidas)
04	Invista Brasil Ind. e Com. de Fibras Ltda.	20	Galvani Ind. Com. e Serviços Ltda.
05	Ester	21	Kraton Polymers do Brasil S/A
06	Goodyear do Brasil	22	Rhodia Poliamida e Especialidades Ltda.
07	Hércules do Brasil Produtos Químicos Ltda.	23	Villares Metals S/A
08	Honda Automóveis do Brasil Ltda.	24	Nutriara Alimentos Ltda.
09	Miracema	25	BSH
10	Orsa Celulose, Papel e Embalagens S/A	26	Cooperativa Pecuária Holambra
11	Pirelli	27	Covolán Beneficiamentos Têxteis Ltda.
12	Ripasa	28	Papirus
13	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.	29	Têxtil Duomo S/A
14	Teka	30	Têxtil Tabacow
15	Vicunha Têxtil S/A	31	Timavo do Brasil S/A Ind. Têxtil
16	Ashland	32 a 58	Petróleo Brasileiro S/A – Replan

Tabela 4.3 - Estimativa de emissões atmosféricas de NO_x e SO₂ das fontes pontuais da RMC para 2007, 2008 e 2009 (Adaptado de Cetesb, 2010b).

Fontes	Emissão de Poluentes (t/ano)					
	NO _x			SO ₂		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
01	25,60	25,60	25,60	62,70	62,70	62,70
02	114,16	114,16	114,16	0,65	0,65	0,65
03	101,56	101,56	101,56	751,93	751,93	751,93
04	8,11	6,65	6,79	0,79	0,68	1,48
05	-	-	-	-	-	-
06	35,60	41,79	41,79	0,15	0,18	0,18
07	3,40	4,80	4,08	1,70	13,49	11,45
08	41,40	37,81	37,81	8,40	11,48	11,48
09	10,14	10,14	10,14	10,63	10,63	10,63
10	43,09	43,96	44,70	0,18	1,28	1,85
11	2,65	2,65	2,65	0,01	0,01	0,01
12	368,71	368,71	368,71	1033,15	1033,15	1033,15
13	3,07	2,31	1,29	6,58	6,50	3,63
14	30,70	30,70	30,70	132,34	132,34	132,34
15	290,05	308,12	308,12	0,41	9,54	9,54
16	3,27	3,27	3,27	10,83	10,83	10,83
17	20,20	18,20	16,03	0,09	0,07	0,07
18	9,61	8,54	8,54	121,69	24,02	24,02
19	32,26	34,94	39,44	0,14	0,15	0,17
20	27,05	27,05	27,05	196,50	196,50	196,50
21	22,87	6,76	17,92	17,57	8,94	0,08
22	1551,00	1292,28	1194,22	312,70	85,18	170,33
23	218,10	151,60	151,60	10,56	0,30	0,30
24	11,27	7,74	5,27	3,47	0,03	0,02
25	10,80	16,86	16,86	0,21	0,58	0,58
26	5,02	6,62	5,99	2,48	7,07	9,79
27	2,91	2,91	2,91	0,01	0,01	0,01
28	26,88	26,88	26,88	0,12	0,12	0,12
29	10,26	10,26	10,26	14,62	14,62	14,62
30	4,06	11,39	11,39	23,87	23,31	23,31
31	10,75	10,75	10,75	0,05	0,05	0,05
32 a 58 ¹	7584,00	7584,00	7584,00	12074,00	12074,00	12074,00

(1): Emissão total de todas as 27 chaminés consideradas.

Tabela 4.4 - Estimativa de emissões atmosféricas de MP₁₀ e CO das fontes pontuais da RMC para 2007, 2008 e 2009 (Adaptado de Cetesb, 2010b).

Fontes	Emissão de Poluentes (t/ano)					
	MP ₁₀			CO		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
01	4,60	4,60	4,60	-	-	-
02	10,89	10,89	10,89	27,48	27,48	27,48
03	28,13	28,13	28,13	30,84	30,84	30,84
04	0,79	0,68	0,73	1,86	1,63	1,61
05	423,98	423,98	423,98	-	-	-
06	3,48	4,09	4,09	8,90	10,45	10,45
07	5,30	1,08	0,92	0,18	0,44	0,37
08	29,10	59,80	59,80	20,70	20,70	20,70
09	38,85	38,85	38,85	0,35	0,35	0,35
10	4,21	4,35	4,45	10,77	10,93	11,08
11	0,24	0,24	0,24	0,64	0,64	0,64
12	1786,78	1786,78	1786,78	-	-	-
13	0,53	0,55	0,29	0,23	0,21	0,12
14	9,55	9,55	9,55	-	-	-
15	4,31	5,12	5,12	26,34	26,34	26,34
16	0,70	0,70	0,70	0,30	0,30	0,30
17	1,97	1,78	0,34	5,05	4,55	4,01
18	8,49	1,93	1,93	0,81	0,79	0,79
19	3,15	3,42	3,86	9,22	8,73	9,86
20	46,43	46,43	46,43	-	-	-
21	2,85	1,65	1,75	4,28	4,71	4,48
22	118,00	13,68	19,76	11,00	95,44	87,89
23	196,00	4,10	4,10	56,37	45,50	45,50
24	4,66	0,76	0,51	1,92	1,94	1,32
25	0,62	1,78	1,78	28,10	40,60	40,60
26	29,99	25,47	23,33	-	-	0,19
27	0,28	0,28	0,28	0,83	0,83	0,83
28	2,63	2,63	2,63	6,72	6,72	6,72
29	38,50	38,50	38,50	0,35	0,35	0,35
30	17,41	33,38	33,38	0,31	1,27	1,27
31	1,05	1,05	1,05	3,07	3,07	3,07
32 a 58 ¹	1201,00	1201,00	1201,00	2267,00	2267,00	2267,00

(1): Emissão total de todas as 27 chaminés consideradas.

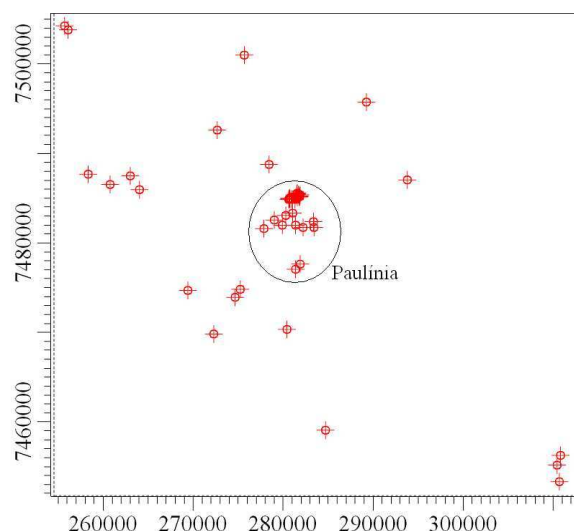


Figura 4.5 - Localização das fontes pontuais consideradas neste estudo.

Para realizar a análise de dispersão dos poluentes, além de dados referentes às taxas de emissão (g/s) e localização de cada fonte (Tabelas 4.3 e 4.4 e Figura 4.5) (Cetesb, 2010b), é necessário conhecer a velocidade (m/s) e temperatura (K) de saída de cada poluente e altura (m) e diâmetro (m) das chaminés. Devido à falta de informações precisas quanto a estas características, foram considerados valores típicos de atividades industriais, conforme a Tabela 4.5. Uma exceção foi o caso da Replan em que foram utilizados dados do EIA-RIMA, que incluem as coordenadas de cada fonte, altura e diâmetro da chaminé, temperatura e velocidade de saída do gás e as taxas de emissão de cada poluente, conforme apresenta a Tabela A.1 (Petrobras, 2006).

Tabela 4.5 - Dados das chaminés.

Variável	Valor
Altura (m)	20
Diâmetro interno (m)	1
Temperatura de saída (K)	600
Velocidade de saída (m/s)	20

4.4 - Inventário de Emissões Veiculares

Para incluir as fontes móveis no modelo de dispersão foi necessário construir um Inventário de Emissões Veiculares (IEV). Os valores de emissão do IEV foram distribuídos somente entre as principais vias da cidade, onde se encontra o maior fluxo de veículos. Esta aproximação foi

assumida para não saturar o modelo com uma quantidade grande de fontes móveis. O critério utilizado para identificar as principais vias da região foi o mesmo utilizado pela Prefeitura Municipal de Paulínia de acordo com a Lei Complementar nº 39 de 24 de dezembro de 2008, que considera como via principal “aquelas que permitem a passagem e maior vazão do fluxo de tráfego de todos os tipos e portes de veículos, interligando regiões da cidade” (Leis Municipais, 2010, Art. 19). Na Figura 4.6, encontra-se o mapa com as principais vias dos municípios de Campinas e Paulínia.

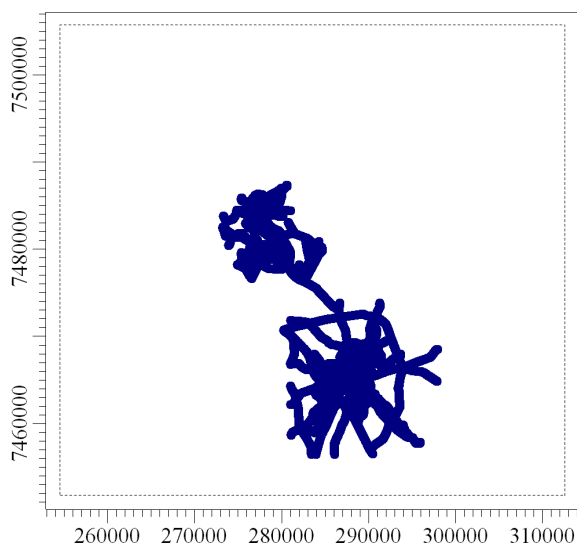


Figura 4.6 - Principais vias dos municípios de Campinas e Paulínia.

4.4.1 - Frota Veicular

Para a construção do inventário de emissões foram obtidos dados da frota veicular dos municípios de Campinas e Paulínia junto ao Departamento Nacional de Trânsito - DENATRAN (2009). Estes dados precisaram ser separados de acordo com o tipo de veículo, seu ano de fabricação e ainda pelo tipo de combustível utilizado, pois os fatores de emissão veicular variam em função destas características, conforme apresentado pela Cetesb (2010a) no PROCONVE (Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores) e no PROMOT (Programa de Controle de Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares). Nessa classificação a frota é dividida em quatro categorias (automóveis, comerciais leves, caminhões e ônibus) de acordo com a classificação da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos

Automotores – Brasil - ANFAVEA (2010) incluindo ainda uma nova categoria correspondente às motocicletas. As definições das categorias mencionadas encontram-se na Resolução nº 15 de 13 de dezembro de 1995, conforme apresentado a seguir:

1. **Automóveis:** Referente à categoria veículo leve de passageiros que consiste de veículos automotores “com massa total máxima autorizada até 3.856 kg e massa do veículo em ordem de marcha até 2.720 kg, projetado para o transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga”;

2. **Comerciais leves:** Categoria denominada veículo leve comercial que consiste de veículos automotores “não derivados de veículo leve de passageiros com massa total máxima autorizada até 3.856 kg e massa do veículo em ordem de marcha até 2.720 kg, projetado para o transporte de carga, ou misto ou seus derivados, ou projetado para o transporte de mais de 12 passageiros, ou ainda com características especiais para uso fora de estrada”;

3. **Caminhões e ônibus:** Incluídos na categoria veículos pesados, correspondendo aos veículos automotores “para o transporte de passageiros e/ou carga, com massa total máxima autorizada maior que 3.856 kg e massa do veículo em ordem de marcha maior que 2.720 kg, projetado para o transporte de passageiros e/ou carga”.

Para classificar a frota veicular de acordo com o ano de fabricação e o tipo de combustível foi necessário realizar uma estimativa utilizando os dados referentes à frota brasileira, dados obtidos junto à ANFAVEA (2010). Quanto ao ano de fabricação, os veículos anteriores a 1957 foram considerados em uma única categoria, exceto para motocicletas em que os veículos anteriores 1989 foram incluídos na mesma categoria. Para tipo de combustível foram consideradas quatro categorias: gasolina, etanol, bicomcombustível (flex) e diesel. Deve-se observar que, a partir de 1978, a gasolina brasileira foi modificada com o acréscimo de aproximadamente 22% de álcool, denominada gasolina C.

A partir dos dados de licenciamento de veículos no Brasil em 2009, obtidos junto à ANFAVEA (2010), foi construído o gráfico da idade da frota brasileira em 2009, conforme a Figura 4.7. Não foram incluídos os veículos fabricados antes de 1989, que compreendem aproximadamente 33% da frota total. Nesta figura, observa-se que em 2009, a frota brasileira

compreendia uma quantidade maior de veículos de 1995 a 1998 e veículos novos.

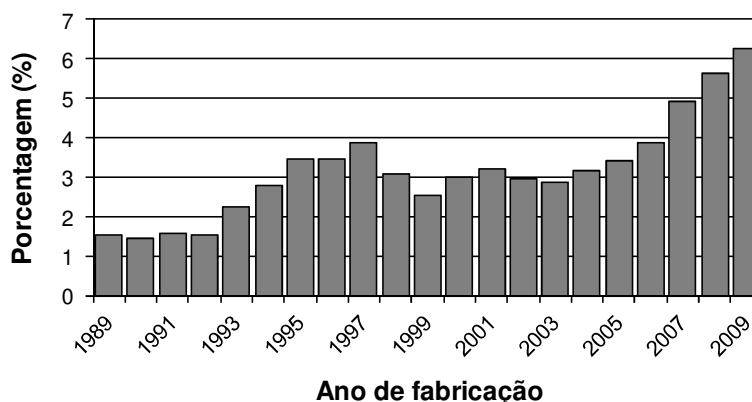


Figura 4.7 - Idade da frota veicular do Brasil em 2009 (ANFAVEA, 2010).

Os dados referentes ao percentual de veículos da frota por categoria e tipo de combustível têm como base os dados da frota do Brasil e estão apresentados na Tabela 4.6, onde ainda encontra-se o número total de veículos da frota de Campinas e Paulínia por tipo de combustível para cada ano de estudo. Pela Tabela 4.6 pode se observar que a frota de automóveis e comerciais leves à gasolina diminuiu com o passar dos anos e aumentou o número de automóveis movidos a bicombustível, porém a frota de automóveis e comerciais leves ainda é composta principalmente por veículos à gasolina. A frota de caminhões possui uma pequena porcentagem de veículos movidos a gasolina ou etanol (compreendendo os caminhões fabricados até 1990), mas a grande parte é movida a diesel (~85%). Os ônibus são 100% movidos a diesel. Devido à falta de informações, não foi possível separar as motocicletas de acordo com o tipo de combustível utilizado. É evidente que o número de veículos de Campinas é muito maior do que de Paulínia.

Tabela 4.6 - Porcentagem de veículos por tipo e tipo de combustível de Campinas e Paulínia.

	Tipo de Veículo	Gasolina	Etanol	Bicombustível	Diesel	Campinas	Paulínia
2007	Automóvel	73,48%	14,52%	12,01%	-	568.656	24.448
	Comercial leve	59,98%	9,90%	7,54%	22,57%	29.966	3.503
	Caminhão	15,12%	0,41%	-	84,48%	14.209	2.533
	Ônibus	-	-	-	100%	8.985	227
	Motocicleta ¹	-	-	-	-	74.005	6.486
2008	Automóvel	69,41%	13,65%	16,94%	-	609.790	26.579
	Comercial leve	57,17%	9,22%	10,79%	22,82%	39.443	3.879
	Caminhão	14,45%	0,39%	-	85,16%	15.259	2.814
	Ônibus	-	-	-	100%	9.786	302
	Motocicleta ¹	-	-	-	-	83.814	7.310
2009	Automóvel	65,30%	12,78%	21,92%	-	647.290	28.938
	Comercial leve	54,55%	8,57%	13,89%	22,98%	43.328	4.661
	Caminhão	13,90%	0,37%	-	85,73%	16.092	2.888
	Ônibus	-	-	-	100%	10.163	330
	Motocicleta ¹	-	-	-	-	84.507	7.326

(1): Os dados para motocicleta não foram separados por tipo de combustível.

4.4.2 - Fatores de emissão

Com as frotas veiculares de Campinas e Paulínia separadas de acordo com as categorias mencionadas (tipo de veículo, ano de fabricação e tipo de combustível) se definem os fatores de emissão a serem utilizados. O fator de emissão (FE), geralmente expresso em g/km, é o indicador básico de emissão e é frequentemente separado de acordo com o tipo de poluente, ano de fabricação dos veículos e tipo de combustível utilizado; compondo uma variedade de valores que se encontram nas Tabelas do Anexo A. Os fatores utilizados foram os limites máximos de emissão estabelecidos no PROCONVE e PROMOT e ainda os fatores médios de emissão medidos na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) apresentados nos Relatórios de Qualidade do Ar da Cetesb (2010b) (RQAr). A seguir, serão então apresentadas as especificações dos fatores de emissão para cada tipo de poluente incluindo as fontes de referência utilizadas.

1. **NO_x**: Os fatores de emissão considerados para as emissões de NO_x dos automóveis, comerciais leves e caminhões fabricados até 2001 foram os definidos no PROCONVE (Tabela A.2). Para os anos seguintes foram utilizados os dados publicados nos RQAr Cetesb (2010b) (Tabela A.4). Para ônibus e motocicletas foram utilizados os fatores definidos nos RQAr (Tabela A.4). Como estes fatores só estão disponíveis a partir de 2001, para ônibus e motocicletas com data de fabricação anterior a 2001 foram considerados os fatores de 2001.

2. **SO₂**: Para o cálculo do fator de emissão de SO₂ foi seguida a metodologia proposta em Cetesb (1994), lembrando que para os veículos movidos a etanol a emissão de SO₂ pode ser considerada desprezível.

3. **CO**: Para os veículos com data de fabricação anterior a 1990 foram utilizados os fatores de emissão definidos no PROCONVE (Tabela A.2). A partir de 2001 foram utilizados os fatores de emissão publicados nos relatórios de qualidade do ar da Cetesb (2010b), sendo que de 1991 a 2001 foi considerado o valor referente a 2001 do RQAr da Cetesb (2010b) (Tabela A.4). Essa aproximação para os dados de 1991 a 2001 ocorreu, pois a partir de 1990 os limites máximos definidos no PROCONVE começam a decair muito abaixo do fator médio medido no RQAr de 2001. Estes valores foram aplicados aos automóveis, comerciais leves e caminhões. Para os ônibus e as motocicletas foram utilizados os dados dos RQAr, sendo que o fator para o ano de 2001 foi utilizado para todos os veículos fabricados antes de 2001 (Tabela A.4). Para a emissão de CO, exceto dos veículos novos, foi ainda considerado o chamado fator de deterioração. Esse fator considera o aumento na emissão, principalmente de CO e HC, devido ao desgaste das peças e componentes do veículo que afeta as características de emissão do motor (Cetesb, 1994).

4. **MP₁₀**: As emissões de MP₁₀ podem ser provenientes de diferentes fontes. Os fatores de emissão referentes às emissões de desgaste de pneu e provenientes do tubo de escapamento utilizados foram os obtidos em Cetesb (1994) (Tabela A.3). Deve se destacar que a principal fonte de emissão de MP se refere à ressuspensão de partículas do solo, advindas das vias e de diversas atividades antrópicas (compreendendo 30% das emissões), que não é considerada no modelo de dispersão utilizado (Castanho, 1999).

4.4.3 - Cálculo de emissão da frota

Com os dados da frota veicular e os fatores de emissão por tipo de veículo e combustível e ainda com dados referentes à quilometragem rodada por tipo de veículo (Tabela 4.7), foi possível determinar a emissão da frota de acordo com o proposto por Cetesb (1994). Quanto à quilometragem rodada, os dados da Tabela 4.7 se referem aos veículos novos, sendo que o procedimento adotado para obter a quilometragem dos demais veículos foi multiplicar o valor da quilometragem do ano posterior por 0,98, procedimento adotado por Lents *et al.* (2004) que observou, para a RMSP, uma redução anual de 2% na quilometragem rodada.

Tabela 4.7 - Quilometragem anual para veículos novos.

Tipo de veículo	Quilometragem anual ¹
Automóvel ²	20.000
Comercial leve ²	20.000
Caminhão ³	51.500
Ônibus ³	73.500
Motocicleta ⁴	5.200

(1): Referente a veículos novos;

(2): Lents *et al.* (2004);

(3): Ferreira *et al.* (2008);

(4): Cetesb (1994).

Finalmente, multiplicando-se os fatores de emissão para cada poluente pelo número de veículos da frota e pela quilometragem média anual rodada pela frota resultará na emissão total, conforme apresenta a Equação (4.1) (Cetesb, 1994).

$$E_F = FE_F \cdot \overline{KM} \cdot N \cdot 10^{-6}, \quad (4.1)$$

onde E_F é a emissão do poluente considerado para a frota (t/ano); FE_F é o fator de emissão da frota para o poluente de interesse (g/km); $\overline{KM}$ é a quilometragem média anual (km) e N é o número de veículos na frota.

Os valores das emissões da frota de Campinas e Paulínia para cada poluente estão apresentados nas Tabelas 4.8 e 4.9, respectivamente. A frota de caminhões é predominantemente movida à diesel e de automóveis à gasolina. Como os fatores de emissão de NO_x são maiores nos veículos movidos à diesel, então espera-se que os caminhões (~85% movidos à diesel) sejam os maiores emissores de NO_x . Os resultados para o município de Paulínia (Tabela 4.9) comprovam esta diferença, onde a frota de automóveis é de 9 a 10 vezes maior que a de caminhões. Em Campinas (Tabela 4.8) os dados mostram que os automóveis (~70% movidos à gasolina) são os maiores emissores de NO_x , pois apesar dos fatores de emissão de NO_x dos veículos movidos à diesel serem maiores que dos movidos à gasolina, a frota de automóveis de Campinas é aproximadamente 40 vezes maior que a frota de caminhões. Analisando as Tabelas 4.8 e 4.9, observa-se que as emissões de SO_2 são provenientes principalmente dos caminhões, pois são movidos à diesel, maior emissor de SO_2 . A diferença para as emissões de SO_2 provenientes dos automóveis se mostra pequena para o município de Campinas, devido aos mesmos motivos apontados para as emissões de NO_x . Os maiores emissores de CO para os dois municípios são os automóveis devido à grande parcela movida à gasolina, sendo também os maiores emissores de MP_{10} , pois os fatores de emissão de MP_{10} não variam muito de combustível. Desta forma o maior emissor é o que possui a maior frota.

Para implantar os valores referentes às emissões veiculares no modelo de dispersão atmosférica é necessário distribuir as emissões totais mostradas nas Tabelas 4.8 e 4.9 nas principais vias de cada uma das cidades. Para tanto, foi realizada a distribuição proporcional à extensão de cada uma das vias principais apresentadas na Figura 4.6.

Tabela 4.8 - Emissões da frota de Campinas para cada poluente para 2007, 2008 e 2009.

Ano	Tipo de veículo	Emissão da frota (t/ano)			
		NO _x	SO ₂	MP ₁₀	CO
2007	Automóvel	6.843	1.031	2.313	185.328
	Comercial Leve	1.636	84	193	10.280
	Caminhão	5.573	1.208	426	10.816
	Ônibus	4.191	911	311	5.753
	Motocicleta	34	46	44	27
	Total	18.277	3.280	3.287	212.204
2008	Automóvel	6.846	1.022	2.382	184.936
	Comercial Leve	2.117	103	252	12.720
	Caminhão	5.953	1.310	461	11.355
	Ônibus	4.502	992	339	6.180
	Motocicleta	39	49	50	9.443
	Total	19.457	3.476	3.484	224.634
2009	Automóvel	6.745	1.001	2.427	181.966
	Comercial Leve	2.280	106	275	13.133
	Caminhão	6.227	1.388	487	11.712
	Ônibus	4.605	1.027	351	6.319
	Motocicleta	41	50	53	9.698
	Total	19.898	3.572	3.593	222.828

Após o levantamento das emissões industriais e veiculares da região, verifica-se que as emissões de CO são praticamente veiculares (99%) (Figura 4.8). As emissões de NO_x possuem uma grande contribuição dos veículos (acima de 60%) para 2008 e 2009, porém possui uma contribuição significativa das indústrias. Quanto ao MP₁₀ a proporção é praticamente a mesma, exceto para 2007 que tem maior contribuição das emissões industriais, lembrando que a principal fonte de emissão de MP₁₀ (ressuspensão) que equivale a aproximadamente 50% das emissões não está sendo considerada. Pela Figura 4.8 verifica-se ainda que as emissões de SO₂ são predominantemente industriais. Outro aspecto importante de se observar na Figura 4.8 é que a contribuição das indústrias para as emissões de NO_x, SO₂ e MP₁₀ diminuiu significativamente em 2008 e 2009, provavelmente indicando uma melhoria nas tecnologias das indústrias e conseqüente diminuição das emissões.

Tabela 4.9 - Emissões da frota de Paulínia para cada poluente para 2007, 2008 e 2009.

Ano	Tipo de veículo	Emissão da frota (t/ano)			
		NO _x	SO ₂	MP ₁₀	CO
2007	Automóvel	294	44	99	7.968
	Comercial Leve	191	10	23	1.202
	Caminhão	993	215	76	1.928
	Ônibus	106	23	8	145
	Motocicleta	3	4	4	767
	Total	1.587	296	210	12.010
2008	Automóvel	298	44	104	8.061
	Comercial Leve	208	10	25	1.251
	Caminhão	1.119	242	85	7.406
	Ônibus	139	31	10	191
	Motocicleta	3	4	4	824
	Total	1.767	331	228	17.733
2009	Automóvel	302	45	108	8.135
	Comercial Leve	245	11	30	1.413
	Caminhão	1.118	249	87	2.102
	Ônibus	149	33	11	205
	Motocicleta	4	4	5	841
	Total	1.818	342	241	12.696

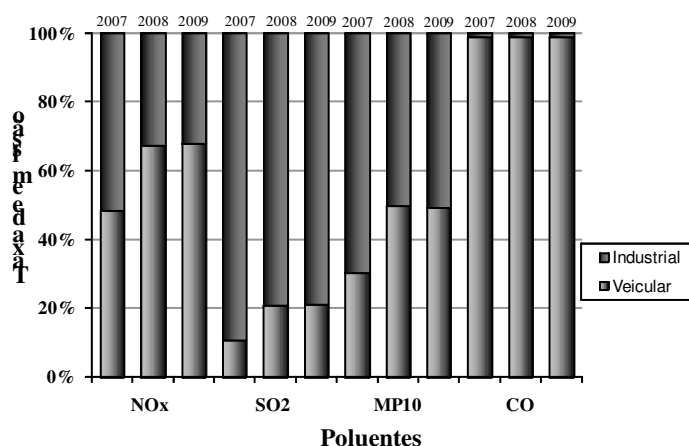


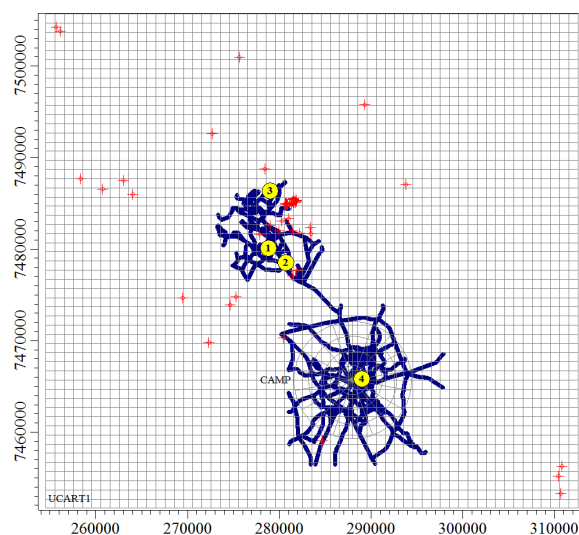
Figura 4.8 - Contribuição das emissões atmosféricas dos municípios de Campinas e Paulínia por tipo de fonte (veicular – abaixo; industrial – acima) para os anos de 2007, 2008 e 2009.

4.4.4 - Receptores

Neste estudo foram consideradas duas grades para determinação dos receptores onde seriam calculadas as concentrações dos poluentes, uma cartesiana e outra polar de acordo com as especificações da Tabela 4.10 e representadas na Figura 4.9. A grade cartesiana foi utilizada para avaliar a modelagem de dispersão e a polar para calcular as concentrações de poluentes que foram utilizadas na união do modelo de dispersão com o modelo de impacto. A origem da grade polar coincide com o centro da região urbana de Campinas. Além disso, foram acrescentados quatro receptores discretos nos locais onde se encontram as estações de monitoramento da qualidade do ar de Campinas e Paulínia administradas pela Cetesb (2010b). Os detalhes da localização das estações encontram-se na Tabela 4.11.

Tabela 4.10 - Características das grades receptoras.

Grade Receptora Cartesiana		
Coordenadas da origem (vértice SW)	254.551	7.451.695
Número de pontos (P_x , P_y)	59	55
Espaçamento (Δx , Δy) (m)	1.000	1.000
Dimensão total (m)	58.000	54.000
Grade Receptora Polar		
Coordenadas da origem (centro)	288.000	7.465.680
Número de anéis	4	
Distância (m)	1.600	
Número de direções radiais	18	
Direção radial inicial	0°	
Incremento radial (θ)	20°	



1 – Paulínia-Centro; 2 – Paulínia-Sul; 3 – Paulínia-Bairro Cascata; 4 – Campinas

Figura 4.9 - Localização das grades receptoras.

Tabela 4.11 - Estações de monitoramento da qualidade do ar administradas pela Cetesb e suas respectivas coordenadas UTM e elevação.

Código	Estação de Monitoramento	Elevação (m)	Coordenadas UTM	
			X	Y
1	Paulínia-Centro	595,89	278.829	7.480.128
2	Paulínia-Sul	592,59	280.680	7.478.503
3	Paulínia-B.Cascata	595,4	278.996	7.486.352
4	Campinas	666,27	289.010	7.465.832

Com o levantamento de todos os dados (condições meteorológicas, orografia, inventário de emissões atmosféricas e definição dos receptores), foi simulada a dispersão de cada um dos poluentes atmosféricos citados (NO_x , SO_2 , CO e MP_{10}) utilizando o ISCST3 para a RMC no período de 21 de junho a 22 de setembro de 2009 (inverno 2009) no intuito de validar a modelagem da dispersão. A validação foi realizada pela comparação dos resultados encontrados com os dados monitorados pela Cetesb (2010b). A qualidade do ar da RMC foi ainda avaliada pela comparação das concentrações obtidas com os padrões de qualidade do ar. As simulações para 2007 e 2008 foram utilizadas na aplicação da metodologia de união dos estudos de dispersão e impacto. Os resultados de todas as simulações de dispersão, da avaliação do impacto e da união dos dois estudos encontram-se no Capítulo 5.

5. RESULTADOS

Os resultados estão divididos em três etapas. Na primeira, foi realizada a simulação da dispersão de NO_x , SO_2 , CO e MP_{10} para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009 (inverno de 2009) no intuito de avaliar o modelo de dispersão. Na segunda, foi realizado o estudo do impacto de CO e MP_{10} no número de internações por problemas respiratórios para o município de Campinas. Finalmente foram apresentados os resultados da união das duas metodologias.

5.1 - Simulação da Dispersão dos Poluentes Atmosféricos

Após o levantamento dos dados necessários (condições meteorológicas, orografia, inventário de emissões atmosféricas e definição dos receptores), foi realizada a simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos (NO_x , SO_2 , CO e MP_{10}) utilizando o ISCST3 para a Região Metropolitana de Campinas (RMC). Para simular a dispersão dos poluentes para o período de um ano é necessário um tempo computacional muito grande (quase dois dias para cada poluente), devido ao tamanho da região e à grande quantidade de fontes existentes. Portanto, para avaliar a modelagem da dispersão, foi considerado o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009, por ser considerado período crítico para a dispersão atmosférica devido às condições meteorológicas desfavoráveis (baixa umidade e temperatura, etc.). Foi ainda realizada uma avaliação da qualidade do ar da região.

5.1.1 - Avaliação da simulação

Para validar a simulação de dispersão, os valores obtidos para NO_x , SO_2 , CO e MP_{10} no período de inverno de 2009 foram comparados com os dados anuais de monitoramento da Cetesb (2010b) e ainda com os resultados obtidos por Clemente (2000), em seu estudo sobre a dispersão dos poluentes atmosféricos no município de Paulínia, onde foram consideradas apenas as emissões industriais. Os poluentes citados não são monitorados em todas as EMQAr existentes na região. Portanto, os valores simulados foram comparados com os apresentados no RQAr da Cetesb de 2009. Os resultados para o NO_x foram apresentados nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul. Para o SO_2 a máxima concentração diária foi publicada no RQAr apenas para a

estação Paulínia-Centro e a concentração média do período para a estação Paulínia-Bairro Cascata. A concentração de CO é monitorada apenas na estação Campinas e os resultados para MP₁₀ foram apresentados para as estações Paulínia-Centro, Paulínia-Sul e Campinas.

- **Óxidos de Nitrogênio (NO_x):** A Tabela 5.1 apresenta os valores da máxima concentração média horária e a concentração média de NO_x no período de inverno de 2009 e os valores obtidos pelo monitoramento da Cetesb (2010b) para NO₂ no ano de 2009 nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul.

Tabela 5.1 - Concentrações preditas de NO_x e medidas de NO₂ nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul.

	NO _x predito (ISCST3 ⁽¹⁾)		NO ₂ medido (Cetesb)	
	Paulínia Centro	Paulínia Sul	Paulínia Centro	Paulínia Sul
Máxima concentração da média horária ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	679	454	114	109
Concentração média do período ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	30	38	24	23

(1): ISCST3 – Período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009; Cetesb – Ano de 2009.

Os valores máximos das concentrações médias horárias simulados pelo ISCST3 estiveram bem acima dos valores medidos pela Cetesb nos pontos geográficos analisados, conforme mostra a Tabela 5.1. A concentração simulada para a estação Paulínia-Centro foi aproximadamente 495% maior que a monitorada. Para a estação Paulínia-Sul, este valor foi de aproximadamente 317%. Estas diferenças estão de acordo com os resultados obtidos por Clemente (2000), em que a diferença observada entre os valores simulados e os monitorados foi de 579%. Estas diferenças ocorreram provavelmente porque o modelo de dispersão não considera as reações químicas que ocorrem na atmosfera e fazem com que parte do NO_x emitido se transforme em outros compostos. Além deste fato, há de se considerar que a simulação de NO_x foi comparada com o monitoramento de NO₂ e que as médias horárias oscilam muito e tornam sua previsão mais imprecisa. Para as concentrações médias do período observou-se uma diferença de aproximadamente 27% entre os valores simulados e os valores observados na estação de monitoramento Paulínia-Centro e uma diferença de aproximadamente 67% para a estação Paulínia-Sul (Tabela 5.1), valores próximos à diferença de 30% observada no estudo de

Clemente(2000). Esse tipo de comportamento era esperado devido aos erros na construção dos inventários de emissões veiculares e industriais.

- **Dióxido de Enxofre (SO₂):** A Tabela 5.2 apresenta a concentração máxima simulada da média diária e do período estudado e a observada em 2009 de SO₂. A concentração máxima simulada da média diária foi aproximadamente 244% maior que a observada pela Cetesb na estação Paulínia-Centro. A concentração média simulada no período de inverno de 2009 apresentou uma diferença relativa de aproximadamente 143% em relação à concentração média observada pela Cetesb para o ano de 2009 na estação Paulínia-B.Cascata. Estas diferenças estiveram maiores do que as observadas por Clemente (2000), que observou uma diferença máxima de 78%. Isto ocorreu provavelmente devido a erros na construção dos inventários de emissões.

Tabela 5.2 - Concentrações preditas e medidas de SO₂ nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-B.Cascata.

	Estação	SO ₂ predito (ISCST3 ⁽¹⁾)	SO ₂ medido (Cetesb)
Máxima concentração da média diária (µg/m ³)	Paulínia Centro	69	20
Concentração média do período (µg/m ³)	Paulínia B.Cascata	34	14

(1): ISCST3 – Período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009; Cetesb – Ano de 2009.

- **Monóxido de Carbono (CO):** Na Tabela 5.3 é apresentada a concentração de CO simulada e a observada na estação Campinas. Há uma diferença relativa de 50% entre a máxima concentração média de 8 horas simulada e medida. Clemente (2000) não observou a dispersão de CO, pois seu estudo não considerou as emissões veiculares, responsáveis por 99% das emissões de CO da região (Figura 4.8). Cabe salientar que a EMQAr de Campinas está localizada próxima à avenida Anchieta, uma das mais movimentadas do centro de Campinas e ainda próxima a um ponto de ônibus, o que pode justificar os valores simulados de CO estarem abaixo dos valores medidos, já que as fontes veiculares são uma das principais fontes de emissão de CO. Deve-se ainda destacar que o CO é um dos parâmetros mais susceptíveis às condições de manutenção da frota veicular, o que não é considerado nos fatores de emissão utilizados na construção do inventário.

Tabela 5.3 - Concentrações previstas e medidas de CO na estação Campinas.

	Estação	CO predito (ISCST3⁽¹⁾)	CO medido (Cetesb)
Máxima concentração média de 8 horas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Campinas	2104	4059

(1): ISCST3 – Período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009; Cetesb – Ano de 2009.

- **Material Particulado Inalável (MP₁₀):** A Tabela 5.4 apresenta as concentrações máximas simuladas da média diária de MP₁₀ e as máximas médias do período estudado comparadas com as concentrações observadas no ano de 2009 nas estações de monitoramento Paulínia-Centro, Paulínia-Sul e Campinas.

Tabela 5.4 - Concentrações previstas e medidas de MP₁₀ nas estações Paulínia-Centro, Paulínia-Sul e Campinas.

	MP₁₀ predito (ISCST3⁽¹⁾)			MP₁₀ medido (Cetesb)		
	Paulínia Centro	Paulínia Sul	Campinas	Paulínia Centro	Paulínia Sul	Campinas
Máxima concentração da média diária ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9	14	22	66	86	58
Concentração média do período ¹ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4	6	12	27	36	30

(1): ISCST3 – Período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009; Cetesb – Ano de 2009.

Conforme a Tabela 5.4 as concentrações de MP₁₀ simuladas estiveram muito abaixo das concentrações medidas em todas as EMQAr. A diferença relativa entre as máximas concentrações médias diárias simulada e monitorada foi de 86% (Estação Paulínia-Centro), 83% (Estação Paulínia-Sul) e 63% (Estação Campinas). Para as concentrações médias simuladas do período, essas diferenças relativas foram de 83%, 82% e 61%, respectivamente. Essas diferenças eram esperadas, pois no modelo de dispersão não é possível incluir todas as fontes de emissão de MP₁₀, sendo que as fontes não consideradas correspondem a mais de 30% das emissões, compreendendo a ressuspensão, formação secundária e ainda as emissões provenientes das queimadas. Para a estação de Campinas, a diferença também se deve à localização da estação, conforme apresentado para o CO. Cabe ainda salientar que estas diferenças foram menores que as observadas por Clemente (2000), que variaram de 96 a 99%.

As diferenças encontradas estiveram de acordo com as observadas no estudo de Clemente (2000), que também utilizou o ISCST3 para simular a dispersão dos poluentes e são justificadas por algumas limitações inerentes a estudos de dispersão. Portanto, o ISCST3 é considerado adequado como ferramenta para simular a dispersão dos poluentes atmosféricos.

5.1.2 - Comparação com os padrões de qualidade do ar

No intuito de avaliar a qualidade do ar da RMC os dados simulados utilizando o ISCST3 foram comparados com os padrões nacionais de qualidade do ar fixados na Resolução CONAMA nº 03 de 28/06/90. De acordo com a resolução, a qualidade do ar é definida pelos padrões primário e secundário. O primário define os níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos e são consideradas metas de curto e médio prazo. Já os padrões secundários são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê um mínimo efeito adverso ao bem estar da população, bem como o mínimo dano à fauna, flora, materiais e ao meio ambiente em geral, constituindo uma meta de longo prazo (Cetesb, 2010b). A Tabela 5.5 apresenta os valores dos padrões primário e secundário utilizados nas comparações deste trabalho (MP₁₀, SO₂, NO₂ e CO). Como não são estabelecidos padrões para NO_x, os resultados foram comparados com os padrões para NO₂. Somente para o MP₁₀ e o SO₂ são calculadas as médias diárias. A média anual não é calculada para o CO, onde é apresentada a média de oito horas.

Tabela 5.5 - Padrões nacionais de qualidade do ar (Cetesb, 2010b).

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas Inaláveis (MP ₁₀)	24horas ¹	150	150
	MAA ²	50	50
Dióxido de enxofre (SO ₂)	24 horas ¹	365	100
	MAA ²	80	40
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	1 hora	320	190
	MAA ²	100	100
Monóxido de carbono (CO)	1 hora ¹	40.000	40.000
	8 horas ¹	10.000	10.000

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

(2): Média aritmética anual.

- **Óxidos de Nitrogênio (NO_x):** Conforme mostra a Tabela 5.5, o padrão primário e secundário para dióxido de nitrogênio (NO₂), em termos de concentrações horárias, é de 320 e 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. A Figura 5.1 apresenta os valores simulados para as máximas concentrações das médias horárias de NO_x para o período de inverno de 2009. A partir dos resultados apresentados nesta figura é possível observar que os valores máximos encontram-se acima dos padrões primário e secundário de qualidade do ar em grande parte dos receptores, atingindo valores máximos de 1.537 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pode-se observar que as concentrações são maiores nas regiões próximas às principais fontes pontuais de Paulínia e existe uma pluma de maiores concentrações partindo das fontes móveis de Campinas e se dispersando para a região sul. Analisando a Figura 5.2, que representa as concentrações médias de NO_x para o período estudado, verifica-se que as concentrações máximas chegam a valores próximos de 162 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, acima dos padrões de qualidade do ar (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e as concentrações máximas encontram-se próximas ao centro de Campinas.

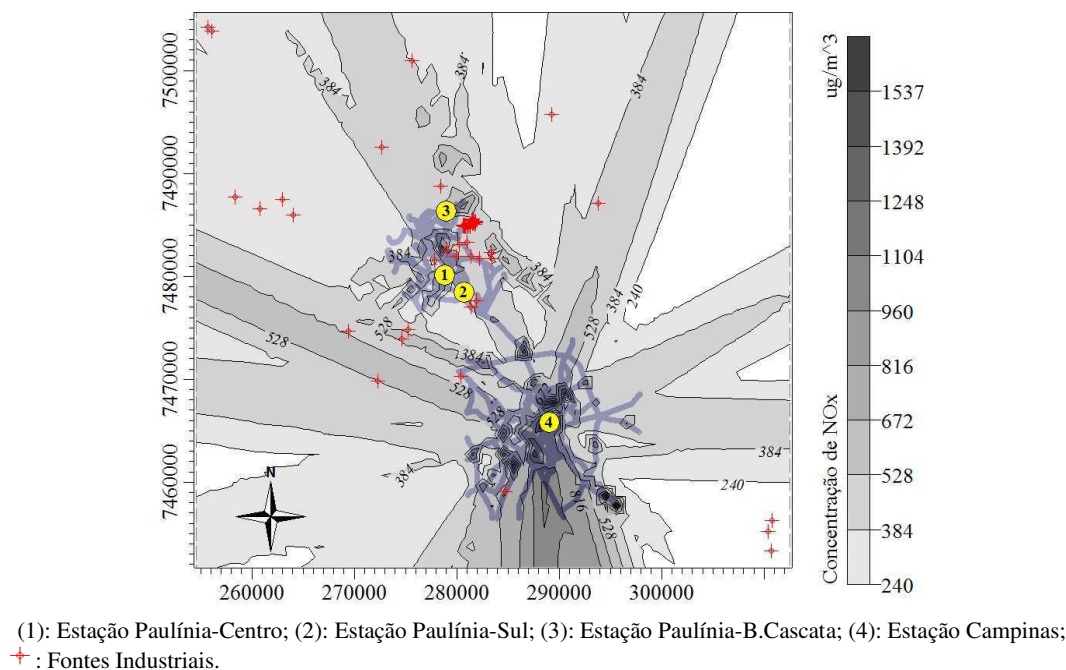
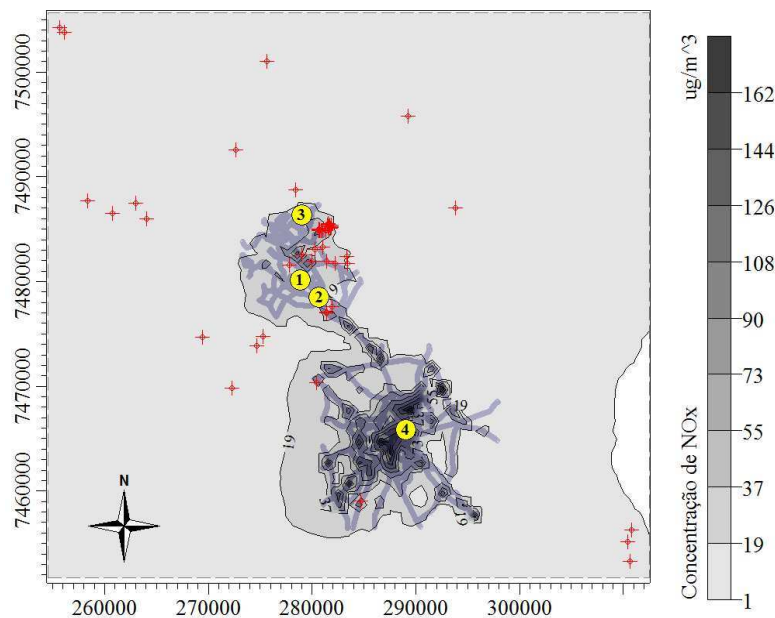


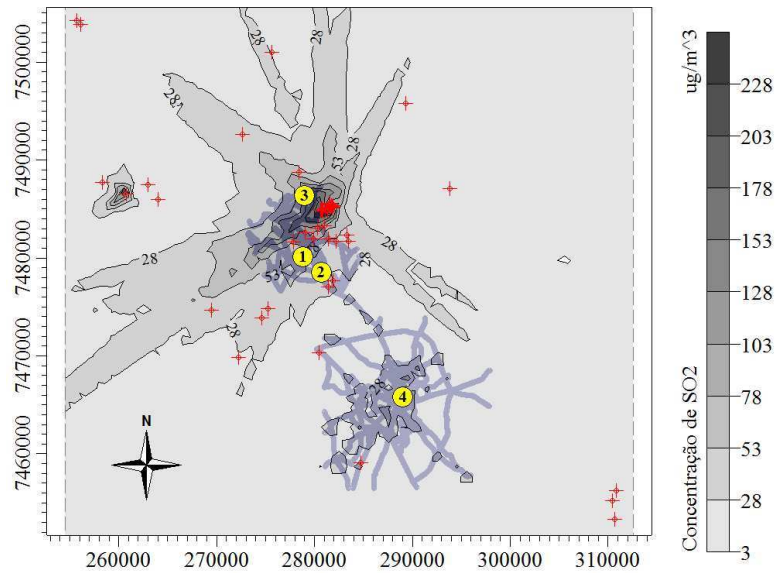
Figura 5.1 - Valores das máximas concentrações das médias horárias de NO_x para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;
 + : Fontes Industriais.

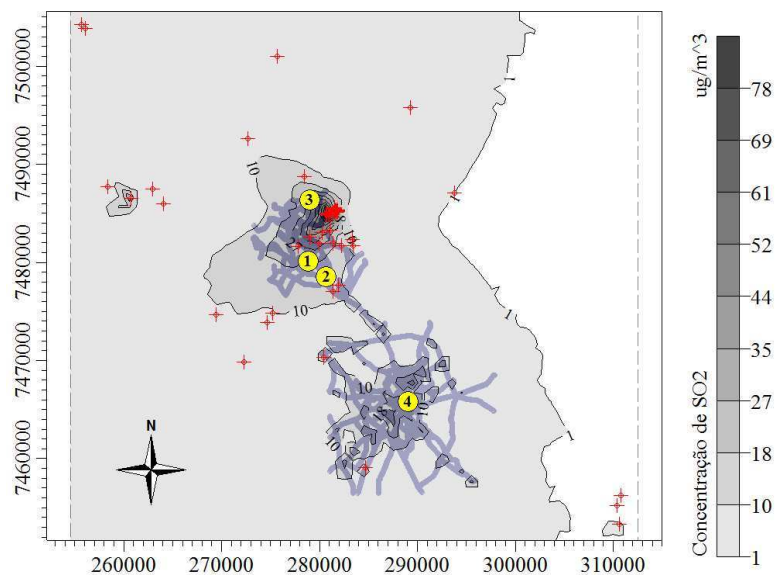
Figura 5.2 - Valores das concentrações médias de NO_x do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.

- **Dióxido de Enxofre (SO_2):** Conforme a Tabela 5.5, os padrões primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração média diária de SO_2 são, respectivamente, equivalentes a 365 e 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A Figura 5.3 representa os valores máximos das concentrações médias diárias de SO_2 , onde pode ser observado que os máximos ocorrem em torno de 228 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, estando abaixo do padrão primário, porém acima do padrão secundário de qualidade do ar e se concentram próximos às principais fontes industriais da região. Analisando a Figura 5.4, onde são apresentadas as concentrações médias de SO_2 para o período estudado, verifica-se que as concentrações encontram-se abaixo do padrão primário (80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e acima do padrão secundário (40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e as regiões de maior concentração estão próximas às principais fontes industriais da região (representadas nas figuras por +), assim como as máximas concentrações das médias diárias (Figura 5.3).



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;
 + : Fontes Industriais.

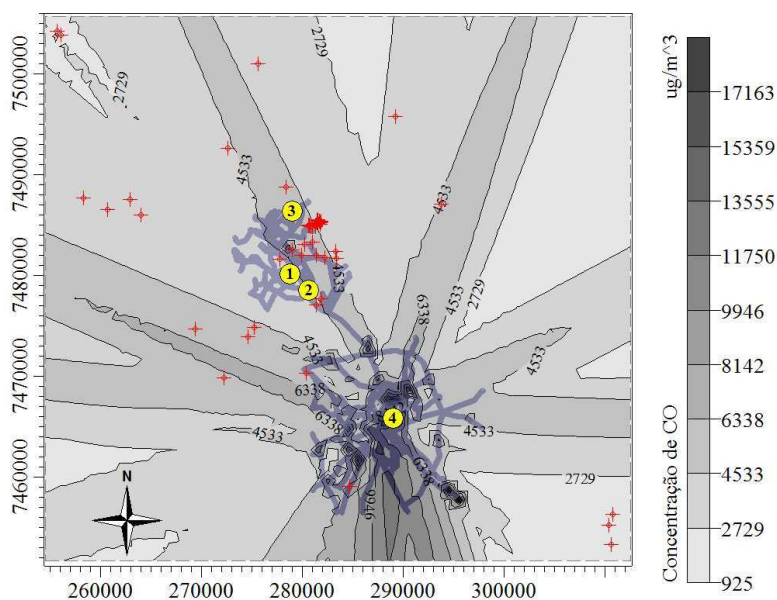
Figura 5.3 - Valores das máximas concentrações das médias diárias de SO_2 para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;
 + : Fontes Industriais.

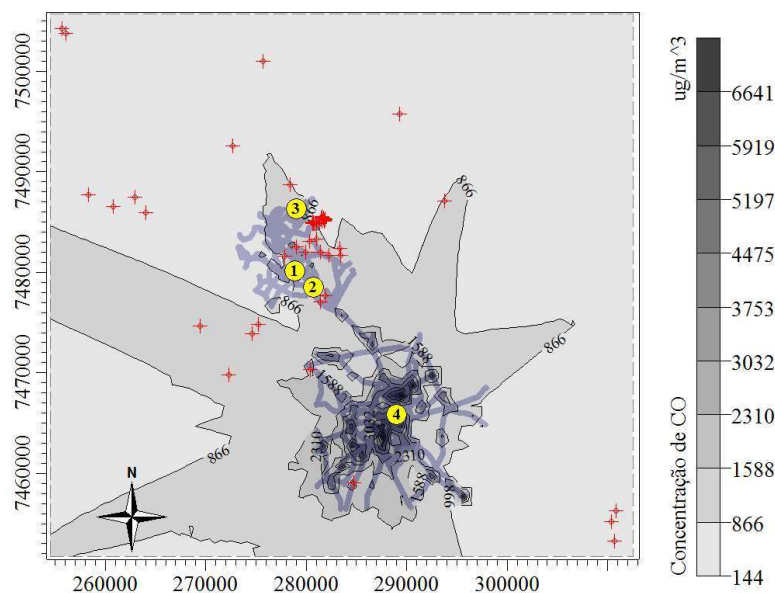
Figura 5.4 - Valores das concentrações médias de SO_2 do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.

- **Monóxido de Carbono (CO):** O padrão primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração da média horária de CO é de $40.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabela 5.5). A Figura 5.5 apresenta os valores máximos das concentrações médias horárias de CO. Observa-se que os máximos ocorrem em torno de $17.160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, estando muito abaixo dos padrões primário e secundário de qualidade do ar. Ainda pode ser verificado que a pluma com as maiores concentrações se encontra próxima às fontes móveis de Campinas, se dispersando principalmente na direção sul. Analisando a Figura 5.6, que representa as concentrações máximas das médias de 8 horas de CO, verifica-se que as máximas concentrações chegam a valores acima de $6.640 \mu\text{g}/\text{m}^3$, abaixo dos padrões de qualidade do ar ($10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e se concentram próximas às fontes móveis de Campinas.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;
 + : Fontes Industriais.

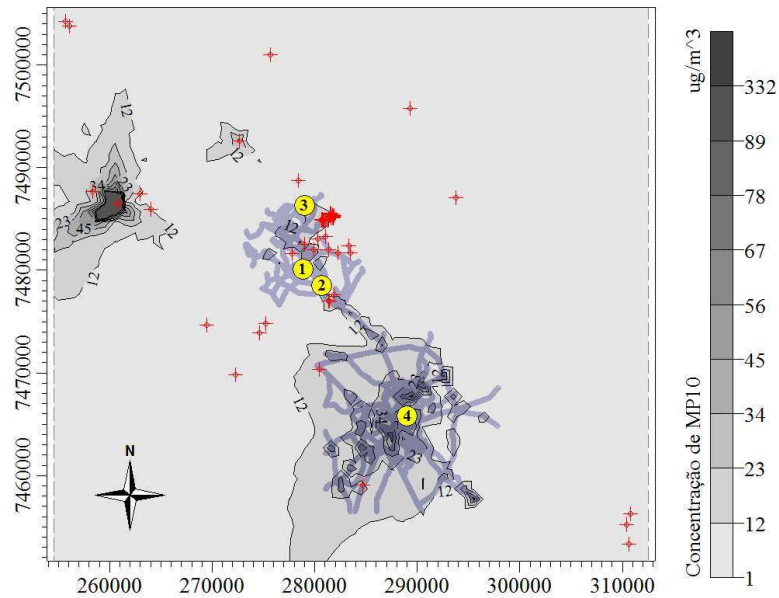
Figura 5.5 - Valores das máximas concentrações das médias horárias de CO para o período entre 21 de junho e 22 setembro de 2009.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;
 + : Fontes Industriais.

Figura 5.6 - Valores das máximas concentrações das médias de 8 horas de CO para o período entre 21 de junho e 22 setembro de 2009.

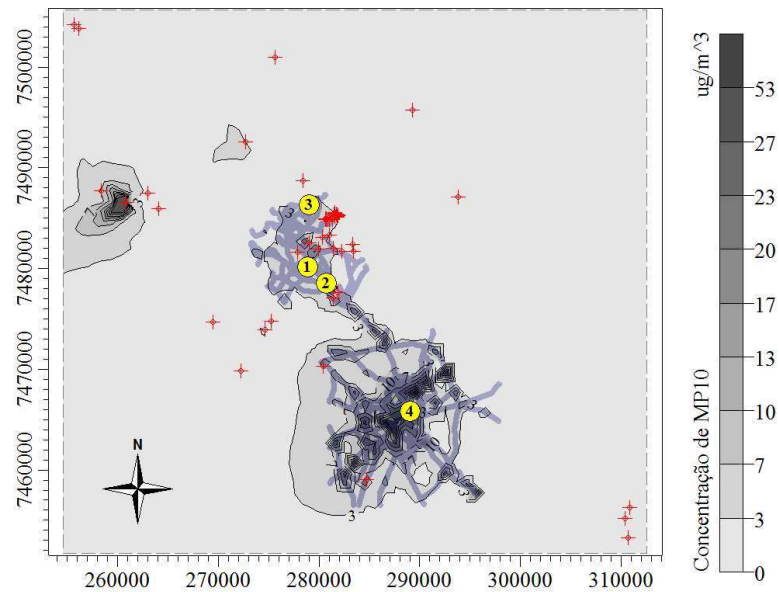
- **Material Particulado Inalável (MP₁₀):** De acordo com a Tabela 5.5, os padrões primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração média diária de MP₁₀ são equivalentes a 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A Figura 5.7 representa os valores máximos das concentrações médias diárias de MP₁₀, onde se observa que os máximos ocorrem em torno de 332 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, estando acima dos padrões primário e secundário de qualidade do ar. As concentrações máximas estão localizadas somente próximas à Ripasa, grande emissora de MP₁₀, como pode ser observado pelos dados da Tabela 4.3 (12). No restante da região a distribuição das concentrações está no intervalo entre 1 e 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com um pequeno aumento (até 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) próximo às fontes veiculares de Campinas, valores abaixo dos padrões de qualidade do ar. Pela análise da Figura 5.8, que representa as concentrações médias do período estudado, verifica-se que as concentrações máximas encontram-se um pouco acima dos padrões primário e secundário (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de qualidade do ar, com valores próximos de 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, localizada na região central de Campinas e próximo à Ripasa.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;

+ : Fontes Industriais.

Figura 5.7 - Valores das máximas concentrações das médias diárias de MP_{10} para o período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.



(1): Estação Paulínia-Centro; (2): Estação Paulínia-Sul; (3): Estação Paulínia-B.Cascata; (4): Estação Campinas;

+ : Fontes Industriais.

Figura 5.8 - Valores das concentrações médias de MP_{10} do período entre 21 de junho e 22 de setembro de 2009.

Pelos resultados acima apresentados verificou-se que as máximas concentrações horárias e do período de NO_x , e as máximas diárias e do período de MP_{10} ultrapassaram os padrões primário e secundário de qualidade do ar. Os poluentes cujas concentrações ultrapassaram o padrão secundário de qualidade do ar foram o NO_x e o SO_2 . As concentrações de CO não ultrapassaram os limites primário e secundário. De acordo com os resultados apresentados, pode se considerar que a qualidade do ar da RMC esteve boa para o período de estudo, com exceção da região urbana do município de Campinas. Cabe salientar que as emissões veiculares consideradas compreenderam apenas os municípios de Campinas e Paulínia, portanto um estudo incluindo as demais emissões veiculares da região poderia mostrar diferentes resultados. Após verificar a validade do ISCST3 como ferramenta para simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos, será apresentada a validação da modelagem de avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde.

5.2 - Avaliação do Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde

Para verificar se existe uma relação entre a concentração de poluentes atmosféricos e os efeitos na saúde humana foram realizadas as análises do impacto de CO e MP_{10} no número de internações por doenças respiratórias, de acordo com a Classificação Internacional de Doenças (CID-10), para o município de Campinas. O período considerado nesta etapa difere do período de validação da dispersão, pois para realizar a avaliação do impacto é necessário obter dados para pelo menos dois anos. Portanto foi considerado o período de 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2008. A análise de impacto foi realizada somente para o município de Campinas, pois os demais municípios da RMC possuem uma população pequena e, portanto, os dados de internações por doenças respiratórias não eram suficientes para realizar a análise de impacto. Para esses municípios a análise seria possível caso estivessem disponíveis dados de atendimentos hospitalares. Dentre os poluentes estudados (NO_x , SO_2 , CO e MP_{10}), somente as concentrações de CO e MP_{10} são monitoradas na EMQAr de Campinas. Portanto, a avaliação de impacto foi realizada para estes poluentes. Para realizar a avaliação de impacto, primeiramente foi construído o banco de dados, em seguida o ajuste das tendências temporais de longo e curto prazo, avaliação do ajuste do modelo e finalmente a análise do risco relativo.

5.2.1 - Banco de dados

Neste estudo foram obtidos dados diários de internações por problemas respiratórios no sistema Tabwin do Datasus (2010) para o período considerado. Os dados diários de concentração de CO e MP₁₀, temperatura média e umidade relativa do ar foram obtidos no sistema Qualar da Cetesb (2010a) para a EMQAr de Campinas. Os dados diários de internações hospitalares por problemas respiratórios foram considerados como variável resposta. As variáveis explicativas foram os dados de concentração de CO e MP₁₀, variáveis meteorológicas (temperatura média e umidade relativa do ar), e ainda a sazonalidade e as tendências de curto prazo (dias da semana e feriados).

A análise descritiva das variáveis consideradas neste estudo encontra-se na Tabela 5.6 que mostra que a concentração máxima diária de MP₁₀ ($129 \mu\text{g}/\text{m}^3$) não ultrapassou os padrões primário e secundário de qualidade do ar ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Quanto ao CO, não existe padrão de qualidade do ar para a concentração diária, mas o valor máximo diário ($4.772 \mu\text{g}/\text{m}^3$) equivale a menos da metade do padrão para a concentração média de 8 horas ($10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O número de internações por doenças respiratórias variou entre 3 e 35 internações por dia. Quanto aos dados meteorológicos não houve nenhum dia que apresentou características muito distintas das normalmente encontradas na região, temperatura entre 15 e 30 Celsius e umidade entre 38 e 99%.

Tabela 5.6 - Estatística descritiva para internações hospitalares por doenças respiratórias (DR), concentração de CO e MP₁₀ e variáveis meteorológicas.

Variável	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
DR	17	6	3	35
CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.471	373	517	4.772
MP ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	38	15	12	129
Temperatura (°C)	24	3	16	30
Umidade (%)	67	12	38	99

Para verificar a relação existente entre a variável resposta e as variáveis explicativas consideradas neste estudo foi construída uma matriz de correlação de Pearson (Tabela 5.7), onde estão identificadas as correlações estatisticamente significativas. Para verificar a significância

estatística das correlações foi utilizado o teste *t* de *Student*, com um nível de significância de 0,1% ($\alpha = 0,001$). Como neste estudo foram observados os dados para 731 dias e deseja-se avaliar a correlação entre duas variáveis, haverá 729 graus de liberdade. Conforme a Tabela C.1, para problemas com graus de liberdade maior que 120, o valor de τ é 1,96. Isto indica que duas variáveis possuem uma correlação forte se o valor de τ calculado for maior que 1,96.

As correlações de Pearson entre internações por doenças respiratórias (DR) e concentração de CO e MP₁₀ estiveram positivas e estatisticamente significativas, indicando que o número de internações por DR aumenta conforme as concentrações de CO e MP₁₀ aumentam (Tabela 5.7). Essa tabela mostra correlações negativas do número de internações por DR com a temperatura e com a umidade, indicando que quanto menor a temperatura e a umidade, maior a quantidade de internações por DR, apesar do coeficiente de Pearson não se apresentar estatisticamente significativo para a temperatura. A correlação entre a concentração de MP₁₀ e a umidade relativa do ar se mostrou negativa e estatisticamente significativa, indicando que as concentrações de MP₁₀ são maiores em dias mais secos. As concentrações de CO têm uma relação negativa e estatisticamente significativa com a temperatura, indicando que em dias mais frios, a concentração de CO é maior.

Tabela 5.7 - Matriz de correlações de Pearson entre internações por doenças respiratórias (DR), concentração de CO e MP₁₀ e variáveis meteorológicas.

	DR	CO	MP ₁₀	Temperatura	Umidade
DR	1,00				
CO	0,33*	1,00			
MP ₁₀	0,35*	0,43*	1,00		
Temperatura	-0,08	-0,14*	0,10	1,00	
Umidade	-0,19*	-0,06	-0,57*	-0,33*	1,00

* estatisticamente significativo ($p < 0,001$).

5.2.2 - Ajuste das tendências temporais de longo e curto prazo

Para completar o banco de dados, cabe ainda identificar as tendências de longo e curto prazo. A tendência de longo prazo geralmente incluída em estudos de séries temporais do impacto da poluição atmosférica na saúde humana é a sazonalidade. Nesta Tese, a sazonalidade foi incluída utilizando-se um *spline* cúbico natural, o suavizador paramétrico mais utilizado nos

GLM. Para aplicar o *spline* cúbico natural no GLM com regressão de Poisson, uma variável explicativa para os dias do período de estudo foi adicionada, consistindo de valores entre 1 e 731, compreendendo os dois anos de dados. As tendências de curto prazo geralmente consideradas neste tipo de estudo são os dias da semana e feriados. Os dias da semana foram considerados como uma variável qualitativa com valores de 1 a 7, iniciando nos domingos. Os feriados foram ajustados por uma variável binomial, onde um indica feriado e zero indica dia em que não é feriado. De acordo com as considerações apresentadas, a Tabela 5.8 apresenta um exemplo das primeiras linhas do banco de dados utilizado nesta etapa da Tese.

Tabela 5.8 - Primeiros valores do banco de dados considerado nesta etapa da Tese.

Data	DR	CO	MP10	T	UR	dia	dds	F
01/01/2007	10	934,8	25,42	23,6	96,8	1	2	1
02/01/2007	18	1.193,1	17,92	24,6	86,5	2	3	0
03/01/2007	17	1.377,6	18,67	23,9	96,9	3	4	0
04/01/2007	18	1.488,3	19,58	24,1	98,8	4	5	0
05/01/2007	13	1.537,5	14,88	23,8	99,0	5	6	0
06/01/2007	12	1.266,9	12,17	23,6	99,0	6	7	0
07/01/2007	16	1.107,0	24,04	26,0	95,0	7	1	0

DR = número diário de internações hospitalares por doenças respiratórias; MP10 = concentração de MP₁₀ em $\mu\text{g}/\text{m}^3$; CO = concentração de CO em $\mu\text{g}/\text{m}^3$; T = temperatura média do ar em °C; UR = umidade relativa do ar (%); dia = variável para sazonalidade; dds= dias da semana; F = feriados.

Com o banco de dados considerado, a expressão utilizada para aplicar o GLM com regressão de Poisson no programa computacional *R* (R Development Core Team, 2010) é dada por:

$$\text{m.name} < -\text{glm} \left(\begin{array}{l} \text{DR} \sim \text{ns}(\text{dia}, \text{gl}) + \text{as.factor}(\text{dds}) + \text{as.factor}(\text{F}) \\ + \text{T} + \text{UR} + \text{CO}, \text{data} = \text{database.name}, \\ \text{family} = \text{poisson}, \text{na.action} = \text{na.omit} \end{array} \right), \quad (5.1)$$

onde m.name = nome dado para a análise; ns = *spline* cúbico natural; gl = graus de liberdade; database.name = nome dado ao banco de dados. Para a análise do impacto de MP₁₀, substitui-se CO pela concentração de MP₁₀.

Para aplicar este modelo, uma decisão importante é definir o número de graus de liberdade (gl) que será considerado no *spline* cúbico natural dos dias de estudo. Em estudos epidemiológicos da poluição do ar, os valores comuns são quarto, cinco ou seis graus de

liberdade por ano de dados. Para decidir quantos graus de liberdade utilizar, três análises foram realizadas: com quatro, cinco e seis graus de liberdade (gl). Os resultados foram comparados utilizando o AIC, como mostra a Tabela 5.9. De acordo com os resultados da Tabela 5.9, tanto para CO como para MP₁₀, os modelos com seis graus de liberdade por ano de dados apresentaram os menores AIC, sendo então os modelos que se ajustaram melhor aos dados. Desta forma, nas análises seguintes serão utilizados seis graus de liberdade para ajuste da sazonalidade utilizando *spline* cúbico natural.

Tabela 5.9 - Comparação dos modelos considerando números diferentes de graus de liberdade para ajustar a sazonalidade.

Número de gl por ano	AIC	
	CO	MP ₁₀
4	4.133	4.135
5	4.123	4.123
6	4.114	4.114

As tendências temporais de curto prazo consideradas neste estudo foram os dias da semana e os feriados. Estas tendências podem apresentar autocorrelações entre os dados de um dia com dias anteriores, então deve ser analisado o gráfico da função de autocorrelação (FAC) parcial em função dos dias de defasagem. As linhas de cada dia até cinco dias de defasagem devem estar entre $-2n^{-1/2}$ e $2n^{-1/2}$. Nesta Tese, o número de observações (n) é igual a 731, então se alguma das cinco primeiras linhas do gráfico da FAC parcial estiver fora do intervalo $(-0,07; 0,07)$ indicará uma forte autocorrelação entre os dados de um dia com os dias anteriores. O gráfico da FAC parcial contra os dias de defasagem para os modelos com seis graus de liberdade e considerando os efeitos na saúde da concentração de CO e MP₁₀ do mesmo dia para o modelo sem inclusão dos resíduos é apresentado na Figura 5.9. Os gráficos da FAC parcial (Figura 5.9) mostram que a linha para o primeiro dia de defasagem está acima do limite, indicando que existe autocorrelações com o dia anterior. Para ajustar esta tendência, é necessário incluir o resíduo para um dia de defasagem no modelo. Na Figura 5.10 apresentam-se os gráficos com a inclusão do resíduo. Após a inclusão, o gráfico da FAC parcial mostra que nenhuma das cinco primeiras linhas encontra-se acima do limite, indicando que as autocorrelações foram corrigidas e, portanto, este é o modelo que se ajustou melhor aos dados.

Após ajustar o GLM com regressão de Poisson para CO e MP₁₀ incluindo todas as variáveis explicativas, a sazonalidade e a tendência de curto prazo e ainda considerando seis graus de liberdade foi realizada a avaliação de ajuste do modelo.

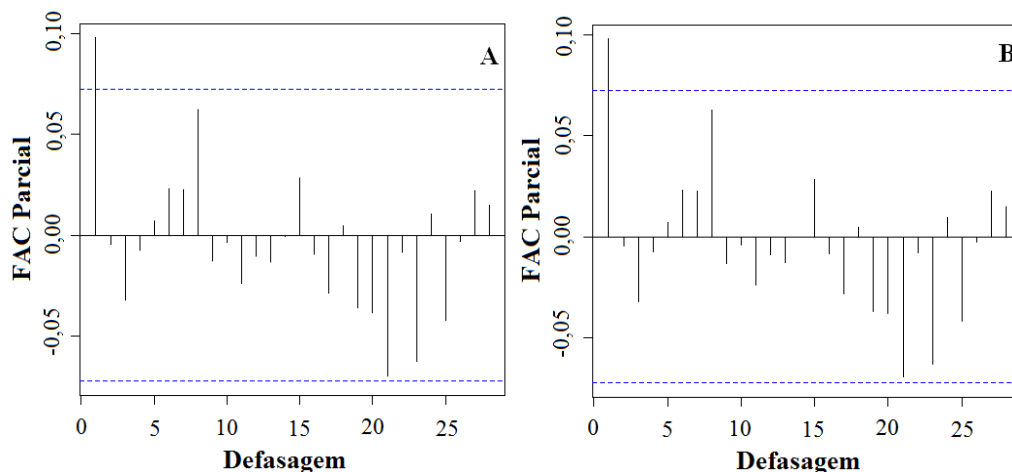


Figura 5.9 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para CO (A) e MP₁₀ (B) sem a inclusão de resíduos.

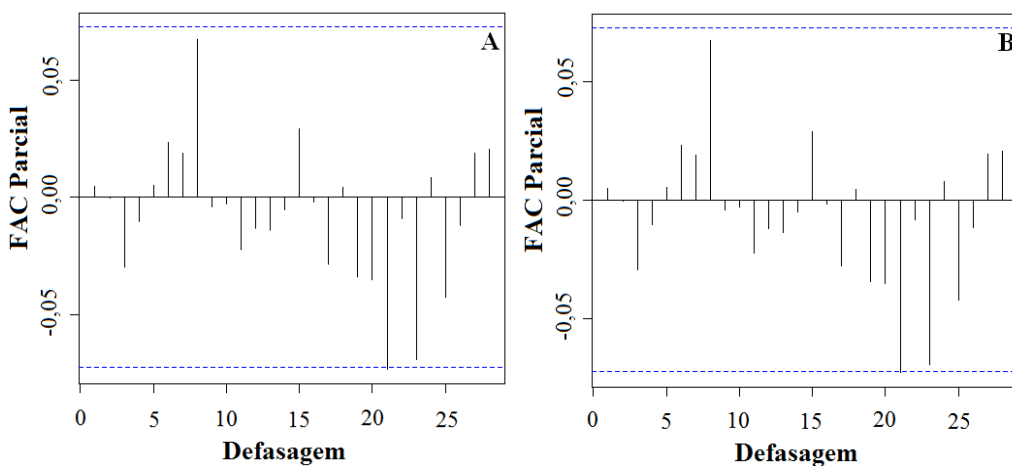


Figura 5.10 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para CO (A) e MP₁₀ (B) incluindo o primeiro resíduo.

5.2.3 - Resultados da avaliação do ajuste

Em estudos epidemiológicos da poluição do ar é comum existir uma relação entre a concentração dos poluentes atmosféricos de um dia com os problemas na saúde ocasionados após alguns dias. Nesta Tese foram realizadas análises da relação entre a concentração de CO e MP₁₀

de um dia com o número de internações por problemas respiratórios até sete dias após a exposição. Todos os modelos foram ajustados sem incluir resíduos para em seguida incluir os resíduos que apresentaram autocorrelação. Os gráficos da FAC parcial em função dos dias de defasagem para cada ajuste sem incluir os resíduos e após a inclusão dos resíduos encontram-se no Anexo D. Todos eles apresentaram resíduo para um dia de defasagem e após a inclusão deste resíduo, não apresentaram mais autocorrelações.

A avaliação do ajuste foi realizada utilizando os testes estatísticos Pseudo R^2 e χ^2 . Na estatística χ^2 é preciso comparar o valor calculado com o valor encontrado na Tabela 9.2. Neste estudo foram considerados dados para 731 dias ($n = 731$), sendo que para os casos onde o efeito foi considerado de um até sete dias após a exposição, o número de dados disponíveis diminui de acordo com a quantidade de dias de defasagem ($n = 730$ a 724). Nas análises foram consideradas 22 variáveis (concentração, temperatura, umidade, 12 correspondentes à quantidade de nós considerados na função *spline* cúbica natural, 6 à variável qualitativa dia da semana e mais uma para a variável feriado). Portanto o número máximo de graus de liberdade foi 708 (modelo para exposição do mesmo dia sem inclusão de resíduos) e o mínimo foi 699 (modelo para efeito sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo). Como na Tabela 9.2 não consta o valor de χ^2_{tab} para os graus de liberdade mencionados, os valores de χ^2_{cal} serão comparados para 700 graus de liberdade ao nível de significância (α)=0,05, dado por $\chi^2_{tab} = 762,66$. Por aproximação, se $\chi^2_{cal} > 762,66$, conclui-se que o modelo não representa os dados de forma adequada.

Os resultados para as análises do efeito da exposição do mesmo dia até sete dias após a exposição, para CO sem inclusão dos resíduos estão apresentados na Tabela 5.10. Na Tabela 5.11 encontram-se os resultados com inclusão do primeiro resíduo, o único que apresentou autocorrelação. Um valor ótimo para o pseudo R^2 seria próximo de 1,00. Porém para a área biológica este valor é dificilmente alcançado e considera-se bom um valor próximo de 0,60 (Faraway, 1999). Os resultados mostram que os modelos apresentaram pseudo R^2 igual a 0,46 ou 0,47 (Tabelas 5.10 e 5.11), abaixo de 0,60. Este valor pode indicar um modelo inadequado aos dados, porém pode-se ainda supor que para o caso específico de estudos do impacto da poluição

atmosférica na saúde, o valor do pseudo R^2 ótimo não atinja 0,60. Devido à falta de estudos nesta área que apresentam os resultados da avaliação de ajuste, não é possível realizar comparações e obter uma conclusão mais precisa.

Quanto ao teste qui-quadrado, o único modelo que apresentou um valor calculado abaixo de 762,66 foi para o efeito sete dias após a exposição, depois da inclusão do primeiro resíduo (Tabela 5.11). Deve-se destacar que o χ^2_{tab} foi calculado considerando 700 graus de liberdade e, conforme a Tabela C.2 verifica-se que quanto maior o grau de liberdade, maior o valor χ^2_{tab} . Desta forma, os outros modelos poderiam apresentar $\chi^2_{cal} < \chi^2_{tab}$.

Tabela 5.10 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.

Defasagem	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	777,44
1	0,46	775,90
2	0,46	775,17
3	0,46	770,48
4	0,46	773,15
5	0,46	771,68
6	0,46	774,38
7	0,46	767,75

Tabela 5.11 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos após incluir o primeiro resíduo.

Defasagem	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	768,91
1	0,46	768,20
2	0,46	767,32
3	0,47	763,34
4	0,46	766,80
5	0,47	764,17
6	0,46	766,18
7	0,47	760,26

Para o MP₁₀, a avaliação do ajuste das análises para o efeito da exposição do mesmo dia até sete dias após a exposição sem inclusão de resíduos está apresentada na Tabela 5.12. Na Tabela 5.13, encontram-se os resultados com inclusão do primeiro resíduo, o único que

apresentou autocorrelação. Os resultados mostram que os modelos apresentaram pseudo R^2 igual a 0,46 ou 0,47, indicando que os modelos não se ajustaram bem aos dados, porém devem ser consideradas as mesmas explicações apresentadas para o CO. Da mesma maneira que para o CO, a estatística qui-quadrado mostrou que para a aproximação considerada (χ^2_{tab} calculado considerando 700 graus de liberdade) apenas o modelo para o efeito sete dias após a exposição ao MP₁₀ com inclusão do primeiro resíduo se ajustou bem aos dados.

Tabela 5.12 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de MP₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.

Defasagem	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	777,36
1	0,46	776,06
2	0,46	774,23
3	0,46	773,02
4	0,46	773,58
5	0,46	771,49
6	0,46	771,36
7	0,46	769,98

Tabela 5.13 - Resultados da avaliação de ajuste para as análises do impacto de MP₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos após incluir o primeiro resíduo.

Defasagem	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	768,80
1	0,46	768,47
2	0,46	766,42
3	0,47	765,95
4	0,46	766,83
5	0,47	764,65
6	0,47	763,86
7	0,47	762,42

Após verificar o ajuste dos modelos foram analisados os coeficientes de regressão obtidos para verificar se estiveram estatisticamente significativos ou não. Para tanto, é necessário comparar os valores de τ encontrados com o valor tabelado. Para o problema em questão, o nível de significância (α) considerado foi de 5%, o número de observações foi de 724 a 731 e foram consideradas 22 variáveis explicativas no modelo. Desta forma, o número de graus de liberdade variou entre 699 e 708. Conforme a Tabela C.1, para problemas com grau de liberdade maior que

120, o valor de τ é 1,96 para $\alpha = 0,05$ e 1,64 para $\alpha = 0,1$. Isto indica com 95% de confiança, que um coeficiente de regressão será estatisticamente significativo se possuir um valor de τ maior que 1,96 e com 90% de confiança, se possuir um valor maior que 1,64.

Os valores dos AIC, coeficientes de regressão (β), erros padrões (ϵ) e de τ para as análises do impacto de CO no número de internações por doenças respiratórias encontram-se nas Tabelas 5.14 e 5.15. A Tabela 5.14 apresenta os valores para o efeito do mesmo dia até sete dias após a exposição sem incluir resíduos e a Tabela 5.15 após incluir o primeiro resíduo, o único que apresentou autocorrelação. Comparando os valores de AIC com e sem a inclusão do primeiro resíduo, verifica-se que os modelos com a inclusão apresentaram valores menores, indicando que os modelos com a inclusão de resíduos apresentaram um melhor ajuste, sendo que o melhor ajuste foi quando se considerou o impacto após sete dias à exposição (com o símbolo # na Tabela 5.15). Os coeficientes de regressão considerando o efeito três, cinco e sete dias após a exposição se apresentaram estatisticamente significativos. Com estas comparações observou-se que o modelo com inclusão do primeiro resíduo para o efeito sete dias após a exposição foi o que apresentou os melhores resultados e, portanto, será o utilizado na análise do risco relativo.

Tabela 5.14 - Resultados das análises para o impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.

Defasagem	AIC	$\beta \times 10^{-05}$	$\epsilon \times 10^{-05}$	Valor- τ
0	4.114	0,43	3,15	0,89
1	4.109	-1,29	3,18	-0,40
2	4.103	2,41	3,17	0,76
3	4.094	6,71	3,14	2,14*
4	4.092	4,08	3,12	1,31
5	4.086	5,35	3,00	1,78 ⁺
6	4.085	0,76	3,10	0,247
7	4.074	7,03	3,03	2,32*

*= 0,05; ⁺=0,10 (nível de significância estatística - α).

Tabela 5.15 - Resultados das análises para o impacto de CO do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos com inclusão do primeiro resíduo.

Defasagem	AIC	$\beta \times 10^{-05}$	$\varepsilon \times 10^{-05}$	Valor- τ
0	4.104	0,34	3,16	0,11
1	4.098	-1,32	3,20	0,68
2	4.093	2,86	3,18	0,90
3	4.084	6,91	3,15	2,20*
4	4.083	3,70	3,14	1,18
5	4.076	5,33	3,00	1,78 ⁺
6	4.074	0,43	3,11	0,14
7 [#]	4.069	7,12	3,03	2,35*

*= 0,05; ⁺=0,10 (nível de significância estatística - α);
= melhor modelo.

Nas Tabelas 5.16 e 5.17 estão os valores dos AIC, β , ε e τ para as análises do impacto de MP₁₀ no número de internações por doenças respiratórias. Os valores para o efeito até sete dias após a exposição sem a inclusão de resíduos encontram-se na Tabela 5.16 e os resultados após incluir o primeiro resíduo, o único que apresentou autocorrelação, estão na Tabela 5.17. Assim como para a análise do CO, os modelos com inclusão do primeiro resíduo apresentaram valores de AIC menores comparados com os modelos com resíduo. Isto indica que os modelos com inclusão de resíduos se ajustaram melhor. O modelo que se ajustou melhor ao banco de dados foi para o impacto após sete dias de exposição (com o símbolo # na Tabela 5.17). Os modelos para o efeito cinco, seis e sete dias após a exposição apresentaram coeficientes de regressão estatisticamente significativos. A análise do risco relativo será realizada para o modelo que se ajustou melhor (sete dias após a exposição).

Tabela 5.16 - Resultados das análises do impacto de MP₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos sem inclusão de resíduos.

Defasagem	AIC	β	ϵ	Valor- τ
0	4.114	$2,81 \times 10^{-04}$	$2,35 \times 10^{-01}$	0,32
1	4.109	$7,20 \times 10^{-05}$	$8,06 \times 10^{-04}$	0,09
2	4.102	$9,36 \times 10^{-04}$	$7,60 \times 10^{-04}$	1,23
3	4.097	$1,06 \times 10^{-03}$	$7,56 \times 10^{-04}$	1,41
4	4.093	$8,49 \times 10^{-04}$	$7,57 \times 10^{-04}$	1,12
5	4.086	$1,38 \times 10^{-03}$	$7,56 \times 10^{-04}$	1,83 ⁺
6	4.082	$1,33 \times 10^{-03}$	$7,53 \times 10^{-04}$	1,76 ⁺
7	4.076	$1,29 \times 10^{-03}$	$7,35 \times 10^{-04}$	1,75 ⁺

*= 0,05; ⁺=0,10 (nível de significância estatística - α).

Tabela 5.17 - Resultados das análises do impacto de MP₁₀ do mesmo dia até sete dias após a exposição para os modelos com inclusão do primeiro resíduo.

Defasagem	AIC	β	ϵ	Valor- τ
0	4.103	$2,23 \times 10^{-04}$	$2,35 \times 10^{-01}$	0,25
1	4.099	$1,28 \times 10^{-06}$	$8,06 \times 10^{-04}$	0,002
2	4.092	$9,61 \times 10^{-04}$	$7,60 \times 10^{-04}$	1,26
3	4.087	$1,03 \times 10^{-03}$	$7,56 \times 10^{-04}$	1,37
4	4.083	$7,99 \times 10^{-04}$	$7,57 \times 10^{-04}$	1,06
5	4.077	$1,35 \times 10^{-03}$	$7,56 \times 10^{-04}$	1,79 ⁺
6	4.072	$1,25 \times 10^{-03}$	$7,53 \times 10^{-04}$	1,66 ⁺
7 [#]	4.066	$1,25 \times 10^{-03}$	$7,35 \times 10^{-04}$	1,69 ⁺

*= 0,05; ⁺=0,10 (nível de significância estatística - α);

= melhor modelo.

5.2.4 - Análise do risco relativo

Para analisar e estimar o impacto da concentração de CO e MP₁₀ no número de internações por doenças respiratórias no município de Campinas, o risco relativo para os modelos considerando o impacto sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo no modelo foi obtido. A expressão que representa o risco relativo para CO é dada por:

$$RR = e^{(7,12 \times 10^{-5}) \times CO} \quad (5.2)$$

O risco relativo calculado a partir da Equação (5.2) foi utilizado na construção do gráfico do risco relativo em relação à concentração de CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) que se encontra na Figura 5.11, onde se observa que o risco relativo aumentou de 1,15 a quase 2,04 com o aumento de 8.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de CO, sendo que o aumento é levemente exponencial devido ao pequeno coeficiente de regressão. Isto indica que uma pessoa exposta a uma concentração de CO cinco vezes maior tem 89% mais chances de adquirir uma doença respiratória.

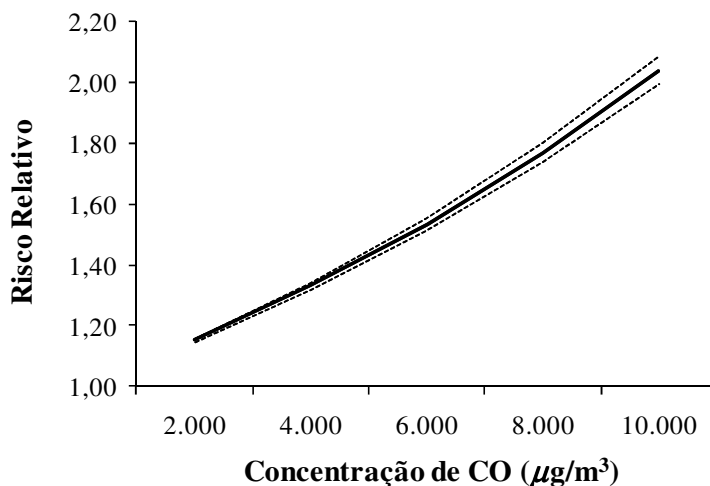


Figura 5.11 - Estimativa do risco relativo para o modelo considerando o impacto sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo em função do aumento na concentração de CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) com intervalo de confiança de 95% (linha tracejada).

Para o MP_{10} , a expressão que representa o risco relativo é dada por:

$$\text{RR} = e^{(1,25 \times 10^{-3}) \times \text{MP}_{10}} \quad (5.3)$$

O risco relativo calculado a partir da Equação (5.3) foi utilizado na construção do gráfico do risco relativo em relação à concentração de MP_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) que se encontra na Figura 5.12. Observa-se uma relação praticamente linear crescente entre a concentração de MP_{10} e RR, sendo que o RR aumentou de 1,04 a 1,21, para um aumento na concentração de MP_{10} de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, o que indica que uma pessoa exposta a uma concentração de MP_{10} cinco vezes maior tem 17% mais chances de adquirir uma doença respiratória.

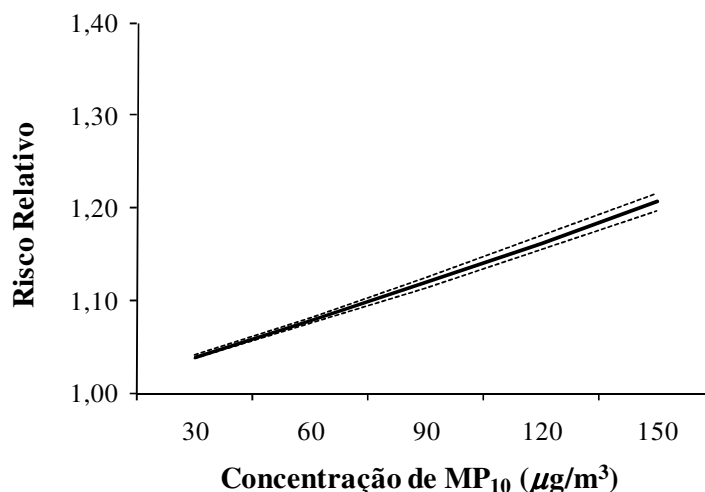


Figura 5.12 - Estimativa do risco relativo para o modelo considerando o impacto sete dias após a exposição incluindo o primeiro resíduo em função do aumento na concentração de MP₁₀ (µg/m³) com intervalo de confiança de 95% (linha tracejada).

5.3 - Nova Metodologia

Após verificar que as duas metodologias (dispersão e impacto) conseguiram representar de forma satisfatória o banco de dados, serão apresentadas as análises que utilizaram os dados de saída dos modelos de dispersão como dados de entrada do modelo de impacto.

Conforme apresentado na Metodologia, a união das metodologias de dispersão e de impacto poderá ser utilizada para realizar estudos de impacto da poluição atmosférica na saúde em regiões onde não existem EMQAr e para realizar previsões dos impactos da poluição atmosférica na saúde humana, por exemplo, devido à instalação de uma nova indústria em uma cidade. Primeiramente serão apresentados os resultados para a análise do impacto em regiões onde não existem EMQAr e em seguida para realização de previsões.

5.3.1 - Metodologia para regiões sem EMQAr

A união das metodologias pode ser utilizada para avaliar o impacto em regiões onde não existem dados de concentração monitorados. Para demonstrar esta aplicação, foi realizado o estudo do impacto das concentrações de CO e MP₁₀ simuladas no número de internações por doenças respiratórias para o município de Campinas no período entre 01 de janeiro de 2007 e

31 de dezembro de 2008. Os resultados foram comparados com o estudo apresentado acima que utilizou dados de concentração monitorados, no intuito de validar a metodologia de união. Os passos seguidos foram:

- Simulação da dispersão de CO e MP₁₀ para o período entre 01 de janeiro de 2007 e 31 de dezembro de 2008 para o receptor discreto localizado na EMQAr de Campinas (Tabela 4.11) e para o receptor polar que cobre o município de Campinas (Tabela 4.10 e Figura 4.9);
- Avaliação do impacto das concentrações de CO e MP₁₀ simuladas no número de internações por doenças respiratórias para o efeito do mesmo dia até sete dias de exposição;
- Comparação dos resultados da avaliação de impacto com dados de concentração simulados com a avaliação do impacto com dados monitorados.

Primeiramente serão apresentados os resultados para CO e em seguida para MP₁₀.

- **Monóxido de Carbono (CO):** O primeiro passo foi simular a dispersão de CO para um receptor discreto localizado na EMQAr de Campinas (Tabela 4.11) e para um receptor polar que cobre Campinas (Tabela 4.10 e Figura 4.9). As concentrações diárias médias simuladas foram utilizadas diretamente como dados de entrada do modelo de impacto no lugar dos dados monitorados. Neste caso, foram realizadas duas análises de impacto; uma utilizando dados simulados para o receptor discreto (CO_{rd}) e outra, as médias diárias de todos os pontos do receptor polar (CO_{rp}). Os dados de concentração foram comparados conforme a Tabela 5.18. Os resultados indicam que a correlação linear entre os dados monitorados (CO_{mon}) e CO_{rp} (0,31) é maior que comparada com CO_{rd} (0,23), porém as duas correlações são baixas, indicando que os dados simulados não estiveram próximos dos dados monitorados. Esse comportamento era esperado, devido à localização inadequada da EMQAr de Campinas, conforme mencionado anteriormente. Observa-se que os valores mínimos e médios simulados estiveram muito abaixo do valor monitorado. Quanto aos valores máximos, o CO_{rd} esteve acima do valor monitorado e o CO_{rp} apresentou um valor muito próximo do valor monitorado. Devido à localização da EMQAr de Campinas e a análise para o receptor polar apresentada, foi possível observar que nem sempre as concentrações monitoradas estão condizentes com a concentração realmente inalada pela

população, o que pode provocar um viés na análise. Assim, foi realizada a análise de impacto utilizando os dados simulados tanto para o receptor discreto como para o receptor polar.

Tabela 5.18 - Comparação entre as concentrações de CO monitoradas e as simuladas de 2007 a 2008.

Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	CO _{mon}	CO _{rd}	CO _{rp}
Mínimo	516,60	43,59	47,51
Máximo	4.772,40	6.129,55	4.395,32
Média	1.470,05	658,65	600,02
Correlação com CO _{mon}	1,00	0,23	0,31

CO_{mon}: concentração de CO monitorada;

CO_{rd}: concentração de CO simulada no receptor discreto;

CO_{rp}: concentração de CO simulada no receptor polar.

Os resultados da análise de impacto utilizando os dados simulados na EMQAr de Campinas foram apresentados, incluindo primeiramente a avaliação do ajuste e a análise dos coeficientes de regressão, em seguida foram comparados os coeficientes para cada uma das três análises (monitorado, simulado para receptor discreto e polar) e finalmente a comparação entre as estimativas do risco relativo.

Assim como nos dados de monitoramento, foram realizadas análises para o efeito da exposição do mesmo dia até sete dias depois da exposição. Os resultados da avaliação do ajuste para CO simulados (CO_{rd} e CO_{rp}) sem inclusão dos resíduos estão apresentados na Tabela 5.19 e na Tabela 5.20 encontram-se os resultados com inclusão do primeiro resíduo. Em todos os casos, assim como para os dados monitorados somente o primeiro resíduo foi incluído por ser o único a apresentar autocorrelação. Os gráficos da FAC parcial em função dos dias de defasagem encontram-se no Anexo D.

De acordo com a estatística pseudo R^2 os modelos não apresentaram resultados satisfatórios, com valores iguais a 0,46 ou 0,47 (Tabelas 5.19 e 5.20). Quanto à estatística χ^2 , nenhum modelo apresentou $\chi^2_{\text{cal}} < \chi^2_{\text{tab}}$, porém a comparação foi realizada para o χ^2_{tab} com 700 graus de liberdade. Considerando que o valor de χ^2_{tab} aumenta conforme aumenta o número de graus de liberdade, pode-se dizer que os modelos para o efeito sete dias após a exposição com inclusão do primeiro resíduo se ajustaram bem aos dados.

Tabela 5.19 - Avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.

Lag	CO _{rd}		CO _{rp}	
	R ²	χ^2_{cal}	R ²	χ^2_{cal}
0	0,46	768,71	0,46	777,46
1	0,46	767,74	0,46	774,75
2	0,46	767,43	0,46	775,51
3	0,46	767,39	0,46	774,99
4	0,46	767,73	0,46	774,84
5	0,46	766,92	0,46	774,30
6	0,46	765,30	0,46	774,36
7	0,46	763,80	0,46	770,83

Tabela 5.20 - Avaliação de ajuste para as análises do impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos após incluir o primeiro resíduo.

Lag	CO _{rd}		CO _{rp}	
	R ²	χ^2_{cal}	R ²	χ^2_{cal}
0	0,46	768,71	0,46	768,94
1	0,46	767,74	0,46	767,33
2	0,46	767,43	0,46	767,70
3	0,46	767,39	0,46	767,72
4	0,46	767,73	0,46	767,70
5	0,46	766,92	0,46	766,90
6	0,47	765,30	0,46	766,00
7	0,47	763,80	0,47	763,16

Após verificar o ajuste dos modelos foram analisados os coeficientes de regressão obtidos. Os valores dos AIC, coeficientes de regressão, erros padrões e de τ encontram-se nas Tabelas 5.21 e 5.22, que apresentam respectivamente, os valores para os modelos de CO_{rd} e CO_{rp} sem incluir resíduos e incluindo o primeiro resíduo. Comparando os valores de AIC dos modelos com e sem inclusão de resíduos, verifica-se que os modelos com inclusão do resíduo apresentaram valores menores para todos os casos, indicando que os modelos com inclusão do resíduo se ajustaram melhor. Os coeficientes de regressão não estiveram estatisticamente significativos para um nível de significância de 0,10 ou 0,05 em nenhum caso, porém o modelo com maior valor de τ foi para o efeito de CO_{rp} sete dias após a exposição com inclusão do primeiro resíduo (Tabela 5.22), em que o coeficiente é significativo para um nível de significância entre 0,25 e 0,10, conforme valores da Tabela C.1. Nota-se que o modelo conseguiu

identificar melhor o impacto da concentração de CO para os valores médios da grade receptora polar, do que para a grade discreta.

Tabela 5.21 - Resultados das análises para o impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.

Lag	CO _{rd}				CO _{rp}			
	AIC	β	ε	Valor- τ	AIC	β	ε	Valor- τ
0	4.114	$9,39 \times 10^{-06}$	$2,48 \times 10^{-05}$	0,38	4.114	$-2,22 \times 10^{-06}$	$3,38 \times 10^{-05}$	-0,07
1	4.108	$-2,39 \times 10^{-05}$	$2,66 \times 10^{-05}$	-0,90	4.107	$-4,04 \times 10^{-05}$	$3,56 \times 10^{-05}$	-1,13
2	4.103	$-2,09 \times 10^{-05}$	$2,60 \times 10^{-05}$	-0,80	4.104	$-1,67 \times 10^{-05}$	$3,42 \times 10^{-05}$	-0,49
3	4.098	$-1,77 \times 10^{-05}$	$2,59 \times 10^{-05}$	-0,68	4.098	$-4,56 \times 10^{-06}$	$3,36 \times 10^{-05}$	-0,14
4	4.094	$-3,53 \times 10^{-06}$	$2,63 \times 10^{-05}$	-0,13	4.094	$1,46 \times 10^{-06}$	$3,43 \times 10^{-05}$	0,97
5	4.089	$-2,21 \times 10^{-05}$	$2,82 \times 10^{-05}$	-0,78	4.089	$-2,56 \times 10^{-05}$	$3,60 \times 10^{-05}$	0,48
6	4.084	$-2,35 \times 10^{-05}$	$2,71 \times 10^{-05}$	-0,86	4.085	$-9,83 \times 10^{-06}$	$3,42 \times 10^{-05}$	-0,29
7	4.077	$2,88 \times 10^{-05}$	$2,42 \times 10^{-05}$	1,19	4.077	$4,84 \times 10^{-05}$	$3,22 \times 10^{-05}$	1,50

*= 0,05; +=0,10 (nível de significância estatística - α).

Tabela 5.22 - Resultados das análises para o impacto de CO simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos com inclusão de resíduos.

Lag	CO _{rd}				CO _{rp}			
	AIC	β	ε	Valor- τ	AIC	β	ε	Valor- τ
0	4.103	$9,64 \times 10^{-06}$	$2,49 \times 10^{-05}$	0,70	4.104	$9,22 \times 10^{-07}$	$3,38 \times 10^{-05}$	0,03
1	4.098	$-2,51 \times 10^{-05}$	$2,66 \times 10^{-05}$	0,35	4.097	$-4,08 \times 10^{-05}$	$3,55 \times 10^{-05}$	-1,15
2	4.093	$-1,89 \times 10^{-05}$	$2,60 \times 10^{-05}$	-0,73	4.093	$-1,36 \times 10^{-05}$	$3,41 \times 10^{-05}$	-0,40
3	4.088	$-1,58 \times 10^{-05}$	$2,59 \times 10^{-05}$	-0,61	4.089	$-3,24 \times 10^{-06}$	$3,36 \times 10^{-05}$	-0,10
4	4.084	$-1,78 \times 10^{-06}$	$2,63 \times 10^{-05}$	-0,07	4.084	$1,95 \times 10^{-06}$	$3,44 \times 10^{-05}$	0,06
5	4.079	$-2,16 \times 10^{-05}$	$2,82 \times 10^{-05}$	-0,77	4.079	$-2,62 \times 10^{-05}$	$3,60 \times 10^{-05}$	-0,73
6	4.073	$-2,14 \times 10^{-05}$	$2,73 \times 10^{-05}$	-0,78	4.074	$-7,09 \times 10^{-06}$	$3,44 \times 10^{-05}$	-0,21
7	4.067	$3,18 \times 10^{-05}$	$2,43 \times 10^{-05}$	1,31	4.067	$5,09 \times 10^{-05}$	$3,23 \times 10^{-05}$	1,58#

*= 0,05; +=0,10 (nível de significância estatística - α);

= melhor modelo.

A Tabela 5.23 apresenta os coeficientes de regressão com seus respectivos desvios-padrões e valores de τ para os modelos do impacto de CO após sete dias de exposição e incluindo o primeiro resíduo utilizando dados monitorados (CO_{mon}), dados simulados para o receptor discreto (CO_{rd}) e para o receptor polar (CO_{rp}). Observa-se que os coeficientes de regressão (β) e os

desvios-padrões (ϵ) possuem a mesma ordem de grandeza, sendo que os valores para o modelo com receptor polar estiveram mais próximos do modelo com dados monitorados.

Tabela 5.23 - Resultados do modelo de impacto para CO simulado e monitorado.

	$\beta \times 10^{-05}$	$\epsilon \times 10^{-05}$	Valor- τ
CO _{mon}	7,12	3,03	2,35
CO _{rd}	3,18	2,43	1,31
CO _{rp}	5,09	3,23	1,58

Para verificar a influência da diferença dos valores dos coeficientes de regressão no cálculo do risco relativo foi construído um gráfico do risco relativo em função da concentração de CO (Figura 5.13). Neste gráfico observa-se que a diferença entre o modelo para dados monitorados com o simulado no receptor discreto é maior do que para o receptor polar. Desta forma pode-se concluir que os modelos de impacto baseados em dados de concentração simulados estiveram diferentes do modelo com dados de monitoramento, sendo que o RR_{rp} (para os dados simulados com o receptor polar) está duas vezes mais próximo do RR_{mon} (para dados monitorados) que o RR_{rd} (para os dados simulados com o receptor discreto). Apesar da diferença entre o RR_{rp} e o RR_{mon}, a utilização das concentrações obtidas na simulação utilizando o receptor polar que abrange a cidade de Campinas deve ser priorizada nos estudos de impacto desta região, devido à localização inadequada da EMQAr de Campinas.

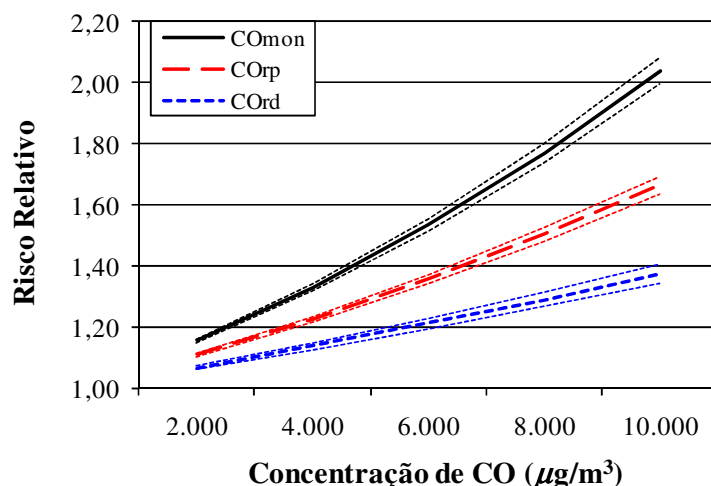


Figura 5.13 - Risco relativo em função da concentração de CO para o modelo simulado no receptor discreto ($CO_{(rd)}$), no receptor polar ($CO_{(rp)}$) e monitorado ($CO_{(mon)}$) com seus respectivos intervalos de confiança de 95%.

- **Material Particulado Inalável (MP_{10}):** Assim como para o CO, o primeiro passo foi simular a dispersão de MP_{10} para o receptor discreto localizado na EMQAr de Campinas e para o receptor polar que cobre Campinas. Duas análises de impacto foram realizadas, uma utilizando dados simulados para o receptor discreto ($MP_{10(rd)}$) e outra utilizando as médias diárias calculadas para todos os pontos do receptor polar ($MP_{10(rp)}$). Os dados de concentração foram comparados conforme a Tabela 5.24. Os resultados indicam que a correlação linear entre os dados monitorados ($MP_{10(mon)}$) e $MP_{10(rp)}$ (0,26) é maior que comparada com $MP_{10(rd)}$ (0,22), porém as duas correlações são muito baixas, indicando que os dados simulados não estiveram próximos dos dados monitorados, o que era esperado, devido à localização inadequada da EMQAr de Campinas e não ser possível considerar as principais fontes de MP_{10} , que somam mais de 50% das emissões. Observa-se que os valores mínimos, máximos e médios simulados estiveram abaixo do valor monitorado. Sendo que os valores máximo e médio para $MP_{10(rd)}$ estiveram mais próximos dos valores monitorados que para $MP_{10(rp)}$. No caso do MP_{10} sugere-se priorizar a utilização de dados monitorados, pois conforme mencionado, não é possível incluir as principais fontes de emissão deste poluente nos modelos de dispersão, portanto as concentrações serão freqüentemente subestimadas. De qualquer forma, as análises utilizando os dados simulados, tanto para o receptor discreto como para o receptor polar foram apresentados para verificar qual o grau de influência devido a esta grande discrepância entre dados monitorados e simulados.

Tabela 5.24 - Comparação entre as concentrações de MP₁₀ monitoradas e as simuladas de 2007 a 2008.

Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MP _{10(mon)}	MP _{10(rd)}	MP _{10(rp)}
Mínimo	12,17	0,68	0,74
Máximo	128,67	95,05	68,48
Média	37,95	10,50	9,60
Correlação com MP _{10(mon)}	1,00	0,22	0,26

MP_{10(mon)}: concentração de MP₁₀ monitorada;

MP_{10(rd)}: concentração de MP₁₀ simulada no receptor discreto;

MP_{10(rp)}: concentração de MP₁₀ simulada no receptor polar.

Assim como para o CO, foram realizadas análises considerando o efeito para o mesmo dia de exposição até sete dias após a exposição. Em todos os casos o primeiro resíduo foi incluído por ser o único a apresentar autocorrelação e no Anexo D encontram-se os gráficos da FAC parcial em função dos dias de defasagem. Na Tabela 5.25 encontra-se a avaliação do ajuste das análises sem inclusão de resíduos e na Tabela 5.26 os resultados com inclusão do primeiro resíduo. Os modelos apresentaram R^2 iguais a 0,46 ou 0,47, abaixo de 0,60 e, portanto, não satisfatórios. A estatística χ^2 mostra que nenhum modelo possui $\chi^2_{\text{cal}} < \chi^2_{\text{tab}}$, porém os valores de χ^2_{cal} são muito próximos de $\chi^2_{\text{tab}} = 762,66$ para 700 graus de liberdade. Pode-se dizer que os modelos para o efeito sete dias após a exposição com inclusão do primeiro resíduo apresentaram um bom ajuste, pois o valor de χ^2_{tab} aumenta de acordo com o aumento do número de graus de liberdade.

Tabela 5.25 - Resultados da avaliação de ajuste para o impacto de MP₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.

Lag	MP _{10(rd)}		MP _{10(rp)}	
	R^2	χ^2_{cal}	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	777,32	0,46	777,46
1	0,46	775,21	0,46	774,70
2	0,46	775,12	0,46	775,49
3	0,46	774,48	0,46	774,96
4	0,46	774,83	0,46	774,84
5	0,46	774,21	0,46	774,36
6	0,46	773,71	0,46	774,37
7	0,46	771,53	0,46	770,57

Tabela 5.26 - Resultados da avaliação de ajuste para o impacto de MP_{10} simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos após incluir o primeiro resíduo.

Lag	$MP_{10(rd)}$		$MP_{10(rp)}$	
	R^2	χ^2_{cal}	R^2	χ^2_{cal}
0	0,46	768,72	0,46	768,94
1	0,46	767,71	0,46	767,28
2	0,46	767,45	0,46	767,70
3	0,46	767,35	0,46	767,71
4	0,46	767,73	0,46	767,70
5	0,46	766,94	0,46	766,95
6	0,47	765,32	0,46	766,00
7	0,47	763,67	0,47	762,92

Após verificar o ajuste dos modelos, foram analisados os coeficientes de regressão obtidos. As Tabelas 5.27 e 5.28 apresentam os resultados para $MP_{10(rd)}$ e $MP_{10(rp)}$ sem incluir resíduos e incluindo o primeiro resíduo, respectivamente. Comparando os valores de AIC dos modelos com e sem inclusão do primeiro resíduo, verifica-se que os modelos com inclusão do resíduo apresentaram valores menores para todos os modelos, indicando que os modelos com inclusão do resíduo se ajustaram melhor. Tanto para $MP_{10(rd)}$ como para $MP_{10(rp)}$, o modelo se ajustou melhor com a consideração do impacto sete dias após a exposição com inclusão do primeiro resíduo (Tabela 5.28). Somente o coeficiente de regressão para $MP_{10(rp)}$ esteve estatisticamente significativo. Analisando os dados de concentração simulados tanto para CO como para MP_{10} , foi observado que o modelo se ajustou melhor aos dados simulados na grade receptora polar, que abrange a concentração média de toda a região de Campinas.

Tabela 5.27 - Resultados das análises para o impacto de MP₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos sem inclusão de resíduos.

Lag	MP _{10(rd)}				MP _{10(rp)}			
	AIC	β	ϵ	Valor- τ	AIC	β	ϵ	Valor- τ
0	4.114	$6,07 \times 10^{-04}$	$1,58 \times 10^{-03}$	0,38	4.114	$-1,23 \times 10^{-04}$	$2,14 \times 10^{-03}$	-0,06
1	4.108	$-1,54 \times 10^{-03}$	$1,68 \times 10^{-03}$	-0,92	4.107	$-2,61 \times 10^{-03}$	$2,25 \times 10^{-03}$	-1,16
2	4.103	$-1,29 \times 10^{-03}$	$1,64 \times 10^{-03}$	-0,79	4.104	$-1,09 \times 10^{-03}$	$2,16 \times 10^{-03}$	-0,51
3	4.098	$-1,18 \times 10^{-03}$	$1,64 \times 10^{-03}$	-0,72	4.098	$-4,34 \times 10^{-04}$	$2,12 \times 10^{-03}$	-0,20
4	4.094	$-2,11 \times 10^{-04}$	$1,66 \times 10^{-03}$	-0,13	4.094	$1,03 \times 10^{-04}$	$2,17 \times 10^{-03}$	0,05
5	4.089	$-1,36 \times 10^{-03}$	$1,78 \times 10^{-03}$	-0,77	4.089	$-1,51 \times 10^{-03}$	$2,26 \times 10^{-03}$	-0,67
6	4.084	$-1,45 \times 10^{-03}$	$1,71 \times 10^{-03}$	-0,84	4.085	$-5,70 \times 10^{-04}$	$2,15 \times 10^{-03}$	-0,56
7	4.077	$1,91 \times 10^{-03}$	$1,54 \times 10^{-03}$	1,24	4.076	$3,23 \times 10^{-03}$	$2,03 \times 10^{-03}$	1,59

*= 0,05; +=0,10 (nível de significância estatística - α).

Tabela 5.28 - Resultados das análises para o impacto de MP₁₀ simulados do mesmo dia até sete dias após a exposição (lag) para os modelos com inclusão de resíduos.

Lag	MP _{10(rd)}				MP _{10(rp)}			
	AIC	β	ϵ	Valor- τ	AIC	β	ϵ	Valor- τ
0	4.103	$5,92 \times 10^{-04}$	$1,58 \times 10^{-03}$	0,37	4.104	$2,91 \times 10^{-05}$	$2,14 \times 10^{-03}$	0,01
1	4.098	$-1,62 \times 10^{-03}$	$1,68 \times 10^{-03}$	-0,96	4.097	$-2,63 \times 10^{-03}$	$2,24 \times 10^{-03}$	-1,17
2	4.093	$-1,17 \times 10^{-03}$	$1,64 \times 10^{-03}$	-0,71	4.093	$-8,89 \times 10^{-04}$	$2,15 \times 10^{-03}$	-0,41
3	4.088	$-1,07 \times 10^{-03}$	$1,64 \times 10^{-03}$	-0,65	4.089	$-3,47 \times 10^{-04}$	$2,13 \times 10^{-03}$	-0,16
4	4.084	$-9,46 \times 10^{-05}$	$1,66 \times 10^{-03}$	-0,06	4.084	$1,47 \times 10^{-04}$	$2,17 \times 10^{-03}$	-0,07
5	4.079	$-1,33 \times 10^{-03}$	$1,78 \times 10^{-03}$	-0,75	4.079	$-1,55 \times 10^{-03}$	$2,26 \times 10^{-03}$	-0,69
6	4.073	$-1,32 \times 10^{-03}$	$1,72 \times 10^{-03}$	-0,77	4.074	$-4,06 \times 10^{-04}$	$2,17 \times 10^{-03}$	-0,19
7#	4.067	$2,09 \times 10^{-03}$	$1,54 \times 10^{-03}$	1,36	4.066	$3,39 \times 10^{-03}$	$2,04 \times 10^{-03}$	1,66+

*= 0,05; +=0,10 (nível de significância estatística - α);

= melhor modelo.

A Tabela 5.29 apresenta os coeficientes de regressão com seus respectivos desvios-padrões e valores de τ para os modelos do impacto de MP₁₀ sete dias após a exposição e incluindo o primeiro resíduo utilizando dados monitorados (MP_{10(mon)}), dados simulados para o receptor discreto (MP_{10(rd)}) e para o receptor polar (MP_{10(rp)}). Observa-se que os valores dos coeficientes de regressão possuem a mesma ordem de grandeza, sendo que os valores para o modelo com receptor polar é maior que para o receptor discreto e para dados monitorados.

Tabela 5.29 - Resultados do modelo de impacto para MP10 simulado e monitorado.

	β	ϵ	Valor- τ
MP _{10(mon)}	$1,25 \times 10^{-03}$	$7,35 \times 10^{-04}$	1,69
MP _{10(rd)}	$2,09 \times 10^{-03}$	$1,54 \times 10^{-03}$	1,36
MP _{10(rp)}	$3,39 \times 10^{-03}$	$2,04 \times 10^{-03}$	1,66

Para verificar a influência da diferença dos valores dos coeficientes de regressão no cálculo do risco relativo foi construído um gráfico do risco relativo em função da concentração de MP₁₀ (Figura 5.14). Desse gráfico observa-se que a diferença entre o modelo para dados monitorados com o simulado no receptor discreto é menor do que para o receptor polar. Por estes resultados pode-se concluir que os modelos de impacto baseados em dados de concentração simulados estiveram diferentes do modelo com dados de monitoramento, salientando que se deve priorizar o uso de dados de monitoramento para o caso do MP₁₀.

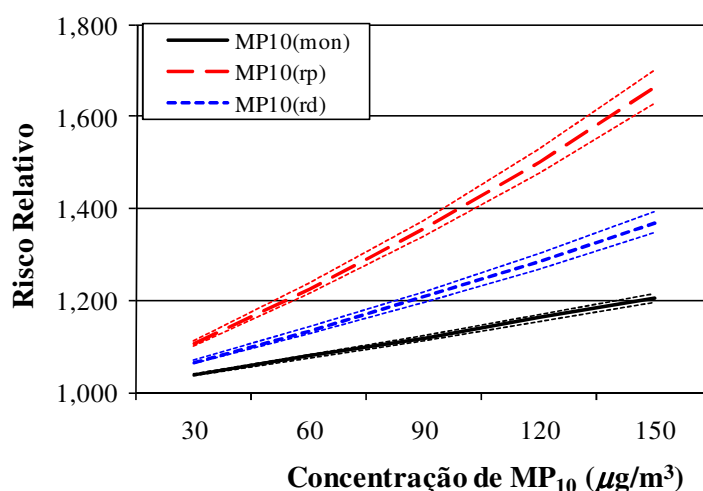


Figura 5.14 - Risco relativo em função da concentração de MP₁₀ para o modelo simulado no receptor discreto (MP_{10(rd)}), no receptor polar (MP_{10(rp)}) e monitorado (MP_{10(mon)}) com seus respectivos intervalos de confiança de 95%.

Pelas análises acima, sugere-se que os dados de concentração de CO simulados para toda a região de estudo sejam utilizados como dados de entrada do modelo de impacto caso a EMQAr esteja localizada em uma região passível de provocar viés ao modelo. No caso do MP₁₀, os resultados sugeriram que os dados simulados sejam utilizados nas análises de impacto somente quando não existem dados de monitoramento disponíveis, devido à dificuldade em considerar as emissões das principais fontes de MP₁₀ no modelo de dispersão.

Após demonstrar a possibilidade de utilização da metodologia proposta para realizar estudos de impacto da poluição atmosférica na saúde em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar ou substituir as concentrações monitoradas por simuladas quando a localização da EMQAr é duvidosa, seguem os resultados para a metodologia proposta para realizar previsões de impacto.

5.3.2 - Metodologia para previsões

A metodologia proposta de união das modelagens de dispersão e impacto para realizar previsões do impacto da poluição atmosférica na saúde não utiliza os dados simulados diretamente como dados de entrada, como no caso anterior. Neste caso, os dados simulados são utilizados no cálculo do risco relativo. Como demonstração da metodologia para esta finalidade, o ano de 2009 foi considerado como o ano de projeção. Desta forma, foi realizada a previsão do número de internações hospitalares por doenças respiratórias para o ano de 2009 no município de Campinas e os resultados foram comparados com os dados medidos para este ano. Ao invés de utilizar dados de concentração simulados para um novo cenário para a demonstração, os dados de concentração monitorados para o ano de 2009 foram considerados como os dados do novo cenário.

Para a realização deste estudo, primeiramente foram obtidos dois modelos de impacto, um para o impacto da concentração de CO e outro de MP_{10} para o período de 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2008, no número de internações por doenças respiratórias, que compreendem os modelos para o efeito após sete dias de exposição incluindo o primeiro resíduo para os dados de concentração monitorados, apresentados no item 5.2 desta Tese, onde os riscos relativos para os modelos de CO e MP_{10} são dados, respectivamente, pelas Equações 5.2 e 5.3. Estas expressões serão utilizadas para a previsão do número de internações por doenças respiratórias de 2009. Em seguida, deveria ter sido simulada a dispersão de CO e MP_{10} para o ano de 2009 considerando um novo cenário, porém para mostrar a validade da metodologia proposta, os dados de monitoramento de CO e MP_{10} para 2009 foram considerados como se fossem dados simulados para o novo cenário.

A idéia era realizar a previsão diária do impacto, porém devido ao reduzido tamanho da série temporal considerada (dois anos) não foi possível. Portanto, foi realizada a previsão trimestral. Neste caso, é necessário utilizar as médias de concentração de CO e MP₁₀ dos trimestres de 2009 e o número de internações hospitalares por doenças respiratórias para os trimestres do período de 2007 a 2008, conforme a Tabela 5.30. Destes dados observa-se que a concentração média de CO para os trimestres de 2009 estiveram próximas. A concentração máxima de CO ocorreu no terceiro trimestre de 2009 e a mínima no quarto trimestre. Para o MP₁₀ as médias dos trimestres também estiveram próximas, sendo que a média do quarto trimestre foi a menor. As concentrações máxima e mínima de MP₁₀ ocorreram no quarto trimestre de 2009. A média do número de internações dos segundos trimestres para o período de 2007 a 2008 foi maior que as demais e foi neste trimestre que ocorreu o dia com maior número de internações. O dia com menos internações ocorreu no quarto trimestre de 2007 e 2008.

Como forma de exemplo, os dados de concentração monitorados de CO e MP₁₀ para 2009, encontrados na Tabela 5.30, foram considerados como os supostos dados simulados utilizando o modelo de dispersão para o novo cenário (ano de 2009). Com estes dados foram calculados os números trimestrais de internações por doenças respiratórias para o ano de 2009. O cálculo foi realizado a partir das expressões do RR dadas pelas Equações 5.2 e 5.3, para CO e MP₁₀, respectivamente.

Tabela 5.30 - Valores mínimos, máximos e médios para concentração de CO e MP₁₀ em 2009 e número de internações hospitalares por doenças respiratórias de 2007 a 2008.

Variável	Período	Mínimo	Máximo	Médio
Concentração de CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2009	770,10	2042,90	1331,84
	1º trimestre	962,60	1812,90	1347,84
	2º trimestre	861,00	1978,70	1390,55
	3º trimestre	796,80	2042,90	1354,34
	4º trimestre	770,10	1732,70	1235,62
Concentração de MP ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2009	12,29	57,50	29,80
	1º trimestre	14,58	47,96	28,37
	2º trimestre	18,25	54,96	32,77
	3º trimestre	15,46	51,50	30,82
	4º trimestre	12,29	57,50	27,22
Número de internações	2007-2008	2	32	15
	1º trimestre	3	29	14
	2º trimestre	7	32	18
	3º trimestre	5	30	16
	4º trimestre	2	29	2

O número trimestral de internações hospitalares por doenças respiratórias devido ao impacto da concentração média do trimestre de CO e MP₁₀ foram estimados pela Equação (5.4), onde o risco relativo baseado na concentração trimestral de CO ou MP₁₀ de 2009 é multiplicado pelo número de internações por doenças respiratórias (DR) do trimestre correspondente para o período de 2007 a 2008:

$$\text{número de internações} = \text{RR} \left(x_{\text{trimestre } 2009} \right) \times \text{DR} \left(\text{trimestre}_{2007-2008} \right). \quad (5.4)$$

onde: $x_{\text{trimestre } 2009}$ é a concentração de CO ou de MP₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de um trimestre de 2009 e $\text{DR}(\text{trimestre}_{2007-2008})$ é o número de internações por doenças respiratórias para o trimestre de 2007 a 2008 correspondente.

A estimativa do número de internações por doenças respiratórias devido à concentração média de CO para o primeiro trimestre de 2009 foi apresentada para exemplificar a aplicação da metodologia para previsão e encontra-se a seguir.

O risco relativo para o primeiro trimestre de 2009 é estimado pela Equação (5.2), que é apresentada em detalhes pela Equação (5.5). A concentração média de CO do primeiro trimestre de 2009 é dada pela Tabela 5.30 e é igual a $1347,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que resulta no risco relativo:

$$\text{RR} = e^{7,12 \times 10^{-5} \times 1.347,84} = 1,101. \quad (5.5)$$

O número médio de internações por doenças respiratórias estimado para o primeiro trimestre de 2009 é calculado pela Equação (5.4), onde $\text{RR}(x_{\text{trimestre } 2009})$ é dado pela Equação (5.5) e; pela Tabela 5.30, $\text{DR}(\text{trimestre}_{2007-2008}) = 14$. Logo:

$$\text{número de internações (1º trimestre 2009)} = 1,101 \times 14 = 15,41 \sim 15. \quad (5.6)$$

O procedimento apresentado acima foi utilizado para obter as estimativas do número de internações para os demais trimestres de 2009, baseadas nas concentrações mínima, máxima e média. Os resultados são apresentados na Tabela 5.31, onde se encontram ainda o número de internações trimestrais medidos em 2009. Os resultados mostram que a metodologia de união proposta consegue prever o número trimestral de internações hospitalares por doenças respiratórias com uma diferença relativa de no máximo 37%. Este valor pode ser considerado bom, pois os valores previstos estão baseados apenas no número de internações que têm relação com a concentração de CO, sendo que existem outros fatores que levam à internação que não são considerados no modelo.

Tabela 5.31 - Valores medidos e previstos pela metodologia proposta de internações hospitalares por doenças respiratórias devido à concentração de CO.

	2009⁽¹⁾	jan-mar	abr-jun	jul-set	out-dez
Mínimo	medido	4	8	8	2
	previsto	3	7	5	2
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	-25	-12	-37	0
Máximo	medido	29	34	37	27
	previsto	33	37	35	33
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	14	9	-5	22
Médio	medido	13	20	20	14
	previsto	15	19	18	14
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	15	-5	-10	0

(1): Tanto os valores medidos como previstos foram aproximados para um valor inteiro;

(2): Os valores negativos indicam que o valor previsto é menor que o valor medido.

As previsões de acordo com a concentração de MP₁₀ são apresentadas na Tabela 5.32, onde se encontram as previsões utilizando as concentrações mínima, máxima e média e são incluídos os números trimestrais de internações por doenças respiratórias medidos em 2009. A metodologia de união proposta se mostrou satisfatória na previsão do número trimestral de internações hospitalares por doenças respiratórias baseada na concentração de MP₁₀. A máxima diferença relativa observada foi de 37%. Como os valores previstos são baseados apenas no número de internações devido à concentração de MP₁₀, podem ser considerados bons.

Tabela 5.32 - Valores medidos e previstos pela metodologia proposta de internações hospitalares por doenças respiratórias devido à concentração de MP₁₀.

	2009	jan-mar	abr-jun	jul-set	out-dez
Mínimo ⁽¹⁾	medido	4	8	8	2
	previsto	3	7	5	2
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	-25	-12	-37	0
Máximo ⁽¹⁾	medido	29	34	37	27
	previsto	31	34	32	31
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	7	0	-13	15
Médio ⁽¹⁾	medido	13	20	20	14
	previsto	14	18	17	14
	<i>dif. rel. (%)⁽²⁾</i>	8	-10	-15	0

(1): Tanto os valores medidos como previstos foram aproximados para um valor inteiro;

(2): Os valores negativos indicam que o valor previsto é menor que o valor medido.

Os resultados que comprovam a utilidade da nova metodologia como ferramenta de avaliação de impacto em regiões onde não existem dados de monitoramento será de grande utilidade, até mesmo para realização de estudos prévios à instalação de uma EMQAr. Esta metodologia pode ainda ser utilizada para realizar estudos para regiões específicas de uma cidade (bairros, centrais de saúde, etc.). Em cidades grandes como São Paulo, existem EMQAr em diversas regiões da cidade, portanto é possível realizar avaliações do impacto da poluição atmosférica na saúde de cada uma das regiões onde estão disponíveis dados tanto de saúde como de poluição. Já em Campinas, que possui mais de um milhão de habitantes e apenas uma EMQAr, não é possível. Neste caso, se existir interesse em realizar um estudo do impacto da poluição atmosférica na saúde para cada região da cidade somente é possível utilizando dados de concentração simulados por um modelo de dispersão. A metodologia apresentada pode então ser utilizada para realizar estudos de impacto para cada região da cidade, caso seja possível obter dados de saúde por região. Este tipo de estudo não foi realizado neste trabalho, pois apesar dos dados de internações por doenças respiratórias estarem separados por unidade saúde, a frequência de ocorrência em cada unidade é baixa, portanto, o modelo de impacto considerado não conseguiria identificar a relação entre poluição e saúde.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

6.1 - Conclusões

O desafio desta Tese foi encontrar uma metodologia de união entre dispersão atmosférica e impacto à saúde populacional, pois os trabalhos sobre poluição atmosférica encontrados na literatura ou apresentam a dispersão dos poluentes ou a análise de impacto. O intuito desta união é expandir a aplicação das metodologias, possibilitando estudos de impacto da poluição atmosférica na saúde em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar e ainda a previsão de impactos futuros.

O estudo foi dividido em três partes. Na primeira parte foi realizada a simulação da dispersão de NO_x , SO_2 , CO e MP_{10} na atmosfera da RMC para o inverno de 2009 (período mais crítico à dispersão dos poluentes) utilizando o *software* ISCST3. Os resultados mostraram que os valores máximos das concentrações horárias simuladas de NO_x estiveram bem acima dos valores medidos pela Cetesb, com uma diferença relativa de aproximadamente 495% na estação Paulínia-Centro e de 317% na estação Paulínia-Sul. As concentrações médias do período de NO_x apresentaram uma diferença de aproximadamente 27% na estação Paulínia-Centro e de 67% na estação Paulínia-Sul. Para o SO_2 a máxima concentração diária simulada apresentou-se 244% maior que a observada pela Cetesb na estação Paulínia-Centro e a média simulada do período de inverno de 2009 obteve uma diferença relativa de 143% para a estação Paulínia-B.Cascata. Estas diferenças para NO_x e SO_2 são esperadas, pois o modelo de dispersão não considera as reações químicas que ocorrem na atmosfera. Foi comparada a concentração simulada de NO_x com a monitorada de NO_2 e ainda devido a erros na construção dos inventários de emissões. A única estação que monitora CO é a de Campinas. A comparação da concentração máxima de oito horas simulada com a monitorada apresentou uma diferença relativa de 50%. Esta diferença pode ser explicada pela localização da estação Campinas, próxima a uma das avenidas mais movimentadas da cidade (Av. Anchieta) e de um ponto de ônibus. Quanto ao MP_{10} , a diferença relativa entre as máximas concentrações diárias simuladas e monitoradas foi de 86% (Estação Paulínia-Centro), 83% (Estação Paulínia-Sul) e 63% (Estação Campinas). Para as concentrações médias do período, as diferenças foram de 83%, 82% e 61%, respectivamente. O modelo de

dispersão não é capaz de considerar todas as fontes de emissão de MP_{10} , sendo que as fontes não consideradas correspondem a mais de 50% das emissões (ressuspensão, formação secundária, queimadas, etc.). As diferenças encontradas entre as concentrações simuladas e monitoradas para todos os poluentes deste estudo estiveram próximas às diferenças do estudo de Clemente (2000), mostrando que o ISCST3 é adequado como ferramenta de simulação da dispersão de poluentes atmosféricos. De acordo com estes resultados, a metodologia é considerada válida para o propósito deste estudo.

A segunda parte do estudo compreendeu a avaliação de impacto, que foi realizada para o município de Campinas, devido à pequena variação nos dados de saúde populacional para os demais municípios da RMC. O estudo avaliou o impacto de CO e MP_{10} no número de internações por doenças respiratórias de 01 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2008. O CO e o MP_{10} são os principais poluentes responsáveis pelo aumento no número de internações por doenças respiratórias, por esta razão o NO_x e o SO_2 não foram incluídos na análise de impacto. Apesar disso, a importância em realizar a dispersão destes dois poluentes é para mostrar que os resultados de sua simulação podem ser utilizados no estudo de impacto. Os modelos, em geral, apresentaram R^2 igual a 0,46 ou 0,47, abaixo do valor considerado bom de 0,60. Quanto ao teste qui-quadrado, os modelos que apresentaram valor abaixo de 762,66 para um nível de significância (α)=0,05, que indica um bom ajuste, foram para o efeito sete dias após a exposição com a inclusão do primeiro resíduo. Estes também foram os modelos com o menor AIC.

Para demonstrar a aplicação da nova metodologia como ferramenta de previsão em regiões onde não existem dados de monitoramento, foi realizado um estudo do impacto no número de internações por doenças respiratórias de 2007 a 2008 devido à concentração de CO e MP_{10} simuladas no ISCST3, utilizando uma grade polar cobrindo o município de Campinas e um receptor discreto localizado na EMQAr de Campinas. Os resultados mostraram RR próximos aos com o uso de dados de monitoramento. Devido à localização desfavorável da EMQAr de Campinas, os resultados podem ser considerados bons. Sugere-se que os dados de CO simulados para toda a região de estudo sejam utilizados como dados de entrada do modelo de impacto caso a EMQAr esteja localizada em uma região passível de provocar viés ao modelo. No caso do

MP₁₀, sugere-se utilizar dados simulados somente quando não existem dados de monitoramento disponíveis, devido à dificuldade em considerar todas as fontes de emissão de MP₁₀ no modelo de dispersão.

A idéia inicial deste trabalho era realizar previsões diárias de impacto, porém devido à dificuldade em obter uma série maior de dados de saúde e concentração de poluentes, não foi possível provar a utilização da nova metodologia para previsão de dados diários. Assim, foi realizada a previsão do impacto trimestral para 2009. Esta previsão baseou-se na concentração de CO e de MP₁₀. Os resultados tiveram uma diferença relativa com relação aos dados medidos de 34% para o CO e de 36% para o MP₁₀, provando a validade da metodologia para previsão trimestral.

Ainda é necessário realizar mais estudos nesta área, porém esta metodologia expande os estudos de poluição atmosférica, permitindo estudos até então não possíveis de serem realizados.

6.2 - Contribuições desta Tese

Apesar de não ter sido possível realizar previsões diárias do impacto da concentração de CO e MP₁₀ no número de internações por doenças respiratórias, a previsão dos impactos trimestrais representa um avanço nas pesquisas sobre poluição atmosférica, pela sua capacidade em unir duas metodologias utilizadas separadamente até o momento. A união dessas metodologias aumenta as possibilidades de estudos sobre poluição atmosférica, podendo dar início a uma nova área de pesquisa que envolve tanto a dispersão como o impacto da poluição atmosférica na saúde.

6.3 - Sugestões para Trabalhos Futuros

Para o aprimoramento da técnica apresentada nesta Tese, sugere-se realizar um estudo com um banco de dados maior, para verificar a possibilidade de previsões diárias. Sugere-se ainda a realização de estudos em outras regiões, para garantir a validade da metodologia para qualquer região. Outra sugestão seria realizar estudos para outros poluentes e outros tipos de impactos.

A união da dispersão com o impacto pode ser utilizada para realizar estudos por região específica de uma cidade, o que exige a obtenção de dados de saúde separados por unidade de saúde ou bairro.

A metodologia de união foi utilizada neste trabalho para a previsão de impacto em 2009, porém considerando como novo cenário, as concentrações monitoradas de CO e MP₁₀. Sugere-se a realização de um estudo onde se considere realmente um novo cenário. Como exemplo poderia ser considerada a mudança nas emissões veiculares devido à troca total de combustíveis fósseis por biocombustíveis, ou ainda considerando a instalação de uma nova indústria na região.

A metodologia proposta pode ser aprimorada para planejamento urbano, na elaboração do plano diretor municipal. Além disso, pode ser o embrião de uma metodologia para planejamento de rede de monitoramento da qualidade do ar.

Referências

- ABBHEY, D.E.; NISHINO, N.; MCDONNELL, W.F.; BURCHETTE, R.J.; KNUTSEN, S. F.; BEESON, W.L; YANG, J.X. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v.159, p.373-382, 1999.
- ALONSO, C.D.; GODINHO, R. A evolução da qualidade do ar em Cubatão. **Química Nova**, v.15, n.2, p.126-136, 1992.
- AMORIM, J.H. **Modelação do escoamento e da dispersão de poluentes atmosféricos em áreas urbanas**. 2003. 130p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- ANFAVEA (Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores – Brasil). **Anuário da indústria automobilística brasileira 2009**. Disponível em: <<http://www.anfavea.com.br/anuario.html>>. Acesso em: 30 de março de 2010.
- ARTAXO, P. A problemática da poluição do ar em regiões metropolitanas brasileiras. **Revista Ambiente Urbano e Qualidade de Vida**, v.3, p.28-36, 1991.
- ARYA, S.P. **Air pollution meteorology and dispersion**. New York, EUA: Oxford University Press, 1999. 310p.
- BAKONYI, S.M.C. **Poluição do ar e doenças respiratórias em Curitiba/PR**. 2003. 198p. Dissertação (Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.
- BAKONYI, S.M.C.; DANNI-OLIVEIRA, I.M.; MARTINS, L.C.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista Saúde Pública**, v.38, n.5, p.695-700, 2004.
- BARNA, M.; LAMB, B. Improving ozone in regions of complex terrain using observational nudging in a prognostic meteorological model. **Atmospheric Environment**, v.34, p.4889-4906, 2000.
- BAXTER, L.A.; FINCH, S.J.; LIPFERT, F.W.; YU, Q. Comparing estimates of the effects of air pollution on human mortality obtained using different regression methodologies. **Risk Analysis**, v.17, n.3, p.273-278, 1997.
- BERGAMASCHI D.P.; SOUZA, J.M.P. **Bioestatística aplicada a nutrição, aula 11. 2005**. Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.fsp.usp.br/hep103/Aula11.pdf>>. Acesso em: 27 de setembro de 2006.

BHATTACHARYYA, G.K.; JOHNSON, R.A. **Statistical concepts and methods**. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Inc., 1977. 639p.

BORREGO, C.; TCHEPEL, O.; COSTA, A.M.; AMORIM, J.H.; MIRANDA, A.I. Emission and dispersion modelling of Lisbon air quality at local scale. **Atmospheric Environment**, v.37, p.5197-5205, 2003.

BOX, G.E.P.; JENKINS, G.M.; REINSEL, G. C. **Time series analysis: forecasting and control**. Third edition. Ohio, USA: Prentice-Hall Inc., 1994. 598p.

BRAGA, A.L.F.; CONCEIÇÃO, G.M.S.; PEREIRA, L.A.A.; KISHI, H.S.; PEREIRA, J.C.R.; ANDRADE, M.F.; GONÇALVES, F.L.T.; SALDIVA, P.H.N.; LATORRE, M.R.D.O. Air pollution and pediatric respiratory hospital admissions in São Paulo, Brazil. **Journal of Occupational and Environmental Medicine**, v.1, p.95-102, 1999.

BRAGA, A.L.F.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N. **Poluição atmosférica e seus efeitos na saúde humana**. Disponível em: <http://www.cgu.unicamp.br/energia2020/papers/paper_Saldiva.pdf>. Acesso em: 20 de novembro de 2005.

BRAGA, A.L.F.; SALDIVA, P.H.N.; PEREIRA, L.A.A.; MENEZES, J.J.C.; CONCEIÇÃO, G.M.S.; LIN, C.A.; ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D.W. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo, Brazil. **Pediatric Pulmonology**, v.31, p.106-113, 2001.

BRAGA, B.; IVANILDO, H.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo, Brasil: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição do ar**. São Paulo, Brasil: Editora Moderna, 2001. 87p.

CAMPOS V.H.F; MORAES, M.R.; RAMOS, F.M.; DEGRAZIA, G.A.; ANFOSSI, D. An automatic methodology for estimating eddy diffusivity from experimental data. **II Nuovo Cimento C**, v.23, n.1, p.65-84, 2002.

CASTANHO, A.D.A. **A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo**. 1999. 140f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 31 de março de 2010. 2010a.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Inventário de emissões veiculares – 1992: metodologia de cálculo**. São Paulo, Brasil: Biblioteca Cetesb, 1994. 24p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Qualidade do ar no estado de São Paulo, 2007, 2008 e 2009**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>. Acesso em: 04 de fevereiro de 2010. 2010b.

CHAPRA, S.C.; CANALE, R.P. **Numerical methods for engineers with personal computer applications**. Second edition. New York, EUA: McGraw-Hill, 1987. 570p.

CHONGSUWIVATWONG, V. **Analysis of epidemiological data using R and epicalc**. Thailand: Epidemiology Unit - Prince of Songkla University, 2011. 328p. Disponível em: <http://cran.r-project.org/doc/contrib/Epicalc_Book.pdf>. Acesso em: 12 de abril de 2011.

CLEMENTE, D.A. **Estudo do impacto ambiental das fontes industriais de poluição do ar no município de Paulínia – SP empregando o modelo ISCST3**. 2000. 179p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.

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 morbi-mortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v.4, n.3, p.206-219, 2001.

DANNI-OLIVEIRA, I.M., **A cidade de Curitiba/PR e a poluição do ar**. 1999. 320f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

DATASUS (Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde). **SIHSUS Reduzida**. Disponível em: <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0701&item=1&acao=11>>. Acesso em: 04 de fevereiro de 2010.

DATASUS (Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde). **Informações de saúde**. Disponível em: <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0203&VObj=http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sih/cnv/mr>>. Acesso em: 06 de julho de 2011.

DENATRAN (Departamento Nacional de Trânsito). Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2009.

DERISIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. Segunda edição. São Paulo, Brasil: Signus, 2000. 191p.

DOBSON, A.J.; BARNETT, A.G. **An introduction to generalized linear models**. Third edition. Florida, USA: Chapman & Hall, 2008. 320p.

DOCKERY, D.W.; POPE III, C.A.; XU, X.; SPENGLER, J.D.; WARE, J.H.; FAY, M.E.; FERRIS, B.G.Jr.; SPEIZER, F.E. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **New England Journal of Medicine**, v.29, n.24, p.1753-1759, 1993.

DOMINICI, F.; MCDERMOTT, A.; ZEGER, S.L.; SAMET, J.M. On the use of Generalized Additive Models in time-series studies of air pollution and health. **American Journal of Epidemiology**, v.156, n.3, p.193-203, 2002.

DOMINICI, F.; SHEPPARD, L.; CLYDE, M. Health effects of air pollution: a statistical review. **International Statistical Review**, v.71, n.2, p.243-276, 2003.

EVERITT, B.S. **Modern medical statistics**. New York, USA: Oxford University Press Inc. 2003. 235p.

FARAWAY, J.J. **Practical regression and anova using R**. 1999. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/doc/contrib/Faraway-PRA.pdf>>. Acesso em: 15 Jun. 2006.

FERRAZ, M.I.F.; SÁFADI, T.; LAGE, G. Uso de modelos de séries temporais na previsão de séries de precipitação pluviiais mensais no município de Lavras – MG. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.7, n.2, p.259-267, 1999.

FERREIRA, A.L.; ARAUJO, C.; TSAI, D. Emissão de material particulado (MP) e de óxidos de nitrogênio (NO_x) da frota de veículos à diesel: efeitos decorrentes do não atendimento da Resolução CONAMA 315/02 (diesel) e das medidas propostas. **Instituto de Energia e Meio Ambiente**. 2008. São Paulo.

FONSECA J.S.; MARTINS, G.A. **Curso de estatística**. Sexta edição. São Paulo, Brasil: Atlas, 1996. 320p.

FREITAS, C.; BREMNER S.A.; GOUVEIA, N.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993-1997. **Revista Saúde Pública**, v.38, n.6, p.751-757, 2004.

GAUDERMAN, W.J.; MCCONNELL, R.; GILLILAND, F.L.; LONDON, S.; THOMAS, D.; AVOL, E.; VORA, H.; BERHANE, K.; RAPPAPORT, E.B.; LURMANN, F.; MARGOLIS, H.G.; PETERS, J. Association between air pollution and lung function growth in Southern California children. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v.162, p.1383-1390, 2000.

HAIR JR., J.F.; ANDERSON R.E.; TATHAM R.L.; BLACK W.C. **Análise multivariada de dados**. Quinta Edição. São Paulo, Brasil: Bookman, 2005. 593p.

HASTIE, T.J.; TIBISHIRANI, R.J. **Generalized additive models**. First edition. Florida, USA: Chapman & Hall, 1990. 352p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 16 de agosto de 2011.

JACONDINO, G.B. **Quantificação das emissões veiculares através do uso de simuladores de tráfego**. 2005. 134p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

KUMAR, A.; DIXIT, S.; VARADARAJAN, C.; VIJAYAN, A.; MASURAH, A. Evaluation of the AERMOD dispersion model as a function of atmospheric stability for an urban area. **Environmental Progress**, v.25, n.2, p.141-151, 2006.

LEE, J.T.; SCHWARTZ, J. Reanalysis of the effects of air pollution on daily mortality in Seoul, Korea: a case-crossover design. **Environmental Health Perspectives**, v.107, n.8, p.633-636, 1999.

LEIS MUNICIPAIS. **Lei Complementar nº 39/2008 de Paulínia**. Disponível em: <<http://www.leismunicipais.com.br/legislacao-de-paulinia/752322/lei-complementar-39-2008-paulinia-sp.html>>. Acesso em: 11 de março de 2010.

LENTS, J.; DAVI, N.; NIKKILA, N.; OSSES, M. **São Paulo vehicle activity study. 2004**. Disponível em: <www.issrc.org/ive>. Acesso em: 25 de janeiro de 2010.

LEVY, J.I.; SPENGLER, J.D.; HLINKA, D.; SULLIVAN, D.; MOON, D. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: model sensitivity and implications. **Atmospheric Environment**, v.36, p.1063-1075, 2002.

LIPFERT, F.W. A critical review of studies of the association between demands for hospital services and air pollution. **Environmental Health Perspectives Supplements**, v.101, s.2, p.229-268, 1993.

LYRA, D.G.P. **Modelo integrado de gestão da qualidade do ar da região metropolitana de Salvador**. 2008. 255p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.

MACLURE, M. The case-crossover design: a method for studying transient effects on the risk of acute events. **American Journal of Epidemiology**, v.133, n.2, p.144-153, 1991.

MARTINS, L.C. **Relação entre poluição atmosférica e algumas doenças respiratórias em idosos: avaliação do rodízio de veículos no município de São Paulo**. 2000. (Dissertação de Mestrado) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

MARTINS, L.C.; LATORRE, M.R.D.O.; CARDOSO, M.R.; GONÇALVES, F.L.T.; SALDIVA, P.H.N.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista Saúde Pública**, v.36, n.1, p.88-94, 2002.

MARTINS, L.C. **Efeitos da poluição do ar e dos fatores meteorológicos nas doenças cardiovasculares na cidade de São Paulo**. 2004. Tese (Doutorado) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

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

MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. **Generalized linear models**. Second edition. Florida, USA: Chapman & Hall, 1989. 511p.

MEDCALC. **Chi-square distribution table.** Disponível em: <<http://www.medcalc.org/manual/chi-square-table.php>>. Acesso em: 02 de junho de 2011.

MOOD, A.M.; GRAYBILL, F.A.; BOES, D.C. **Introduction to the theory of statistics.** Third edition. New York, USA: McGraw-Hill. 1974. 480p.

MORAES, M.R. **Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na micro-escala atmosférica.** 2004. 143p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

MYERS, R.H.; MONTGOMERY, D.C. **Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments.** New Jersey, USA: John Wiley & Sons, 2002.

NEAS, L.M.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D.A. Case-crossover analysis of air pollution and mortality in Philadelphia. **Environmental Health Perspectives**, v.107, n.8, p.629-631, 1999.

NELDER, J.A.; WEDDERBURN, R.W.M. Generalized Linear Models. **Journal of the Royal Statistical Society A**, v.135, n.2, p.370-384, 1972.

NETO, P.L.O.C. **Estatística.** Segunda edição. São Paulo, Brasil: Edgard Blücher, 2002. 266p.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **CID-10: classificação estatística internacional das doenças e problemas relacionados à saúde**, v.1. Décima edição revisada. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1997. 1193p.

PAULA, G.A. **Modelos de regressão com apoio computacional.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 2004. 253p. Disponível em: <http://www.ime.usp.br/~giapaula/texto_2010.pdf>. Acesso em: 25 de janeiro de 2011.

PENG, R.D.; DOMINICI, F.; LOUIS, T.A. Model choice in time series studies of air pollution and mortality. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v.169, p.179-203, 2006.

PETERS, A.; DOCKERY, D.W.; MULLER, J.E.; MITTLEMAN, M.A. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. **Circulation**, v.103, p.2810-2815, 2001.

PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A.). Laboratório de Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologias Ambientais. **Estudo de dispersão de emissões atmosféricas: projeto de otimização da produção da refinaria de Paulínia – REPLAN.** 125p. Paulínia. 2006.

POPE III, C.A.; BURNETT, R.T.; THUN, M.J.; CALLE, E.E.; KREWSKI, D.; ITO, K.; THURSTON, G.D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. **Journal of the American Medical Association**, v. 287, n. i9, p. 1132-1142, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing/** R version 2.12.0. The R Foundation for Statistical Computing. 2010.

RIBEIRO A.J.F. **Um estudo sobre mortalidade dos aposentados por invalidez do regime geral da previdência social (RGPS)**. 2006. 191p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

ROUQUAYROL, M.Z.; ALMEIDA FILHO, N. **Epidemiologia e saúde**, Quinta edição. Rio de Janeiro, Brasil: Médica Científica, 1999. 667p.

SAMET, J.M.; ZEGER, S.L.; DOMINI, F.; CURRIERO, F.; COURSAK, I.; DOCKERY, D.; SCHWARTZ, J.; ZANOBBETI, A. **The national morbidity, mortality, and air pollution study, part I, methods and methodological issues**, Cambridge, Health Effects Institute, Report 94, I, 2000a.

SAMET, J.M.; ZEGER, S.L.; DOMINICI, F.; CURRIERO, F.; COURSAK, I.; DOCKERY, D.; SCHWARTZ, J.; ZANOBBETI, A. **The national morbidity, mortality, and air pollution study, part II, morbidity and mortality from air pollution in the United States**, Cambridge, Health effects Institute, Report 94, II, 2000b.

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

SANTOS, C.A.S.T.; FERREIRA, L.D.A.; OLIVEIRA, N.F.; DOURADO, M.I.C.; BARRETO, M.L. Modelagem multinível. **Sitientibus, Feira de Santana**, n.22, p.89-98, 2000.

ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria dos Transportes Metropolitanos. 2011. Disponível em: <http://www.stm.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=2022&Itemid=200>. Acesso em 31 de agosto de 2011.

ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria de Economia e Planejamento – Região Administrativa de Campinas. São Paulo: 2008.

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

SCHWARTZ, J.; SPIX, C.; TOULOUMI, G.; BACHÁROVÁ, L.; BARUMAMDZADEH, T.; TETRE, A. LE; PIEKARKSI, T.; PONCE DE LEON, A.; PÖNKÄ, A.; ROSSI, G.; SAEZ, M. & SCHOUTEN, J.P. Methodological issues in studies of air pollution and daily counts of deaths or hospital admissions. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v.50, Suppl.1, p.s3-s11, 1996.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. Second edition. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Inc., 2006. 1203p.

S-PLUS 7, **Guide to Statistics**. Volume I, Insightful Corporation, Seattle, Washington. 2005.

TADANO, Y.S. **Análise do impacto de MP₁₀ na saúde populacional: estudo de caso em Araucária, PR.** 2007. 120p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

TADANO, Y.S.; UGAYA, C.M.L.; FRANCO, A.T. Methodology to assess air pollution impact on the population's health using the Poisson regression method. **Ambiente & Sociedade**, v.XII, n.2, p.241-255, 2009.

TOMAZ, E. **Introdução à Engenharia Ambiental – Poluição do Ar.** Campinas: Faculdade de Engenharia Química – UNICAMP, 2008. 197p. Notas de aula.

U.S.EPA – **User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models.** Volume I – user instructions. 1995a. 390 p.

U.S.EPA – **User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models.** Volume II – description of model algorithms. 1995b. 128p.

U.S.EPA. **Compilation of air pollutant emission factors.** Volume I: Stationary point and area sources. North Carolina, USA: 2000.

UEDA, A.C. **Estudo de compostos orgânicos voláteis na atmosfera da região metropolitana de Campinas.** 2010. 291p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.

WANNER, H.U. Effects of atmospheric pollution on human health. **Journal of Aerosol Science**, v.21, suppl.1, p.s389-s396, 1990.

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (WBCSD). **Mobility 2001:** world mobility at the end of the 20th century and its sustainability. USA, 2001. Disponível em: <<http://www.wbcsd.org>>. Acesso em 15 de dezembro de 2011.

WEDDERBURN, R.W.M. Quasilikelihood functions, generalized linear models and the Gauss-Newton method. **Biometrika**, v. 61, p. 439-447, 1974.

WERKEMA, M.C.C.; AGUIAR, S. **Análise de regressão: como entender o relacionamento entre as variáveis de um processo.** Minas Gerais, Brasil: Fundação Christiano Ottoni da Escola de Engenharia da UFMG, Série Ferramentas da qualidade – 7, 1996, 311p.

WHO (World Health Organization). **Patients with respiratory conditions more susceptible to effects of ash.** Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/news/notes/2010/volcanic_ash_20100416/en>. Acesso em: 16 de agosto de 2011.

YU, O.C.; SHEPPARD, L.; LUMLEY, T.; KOENIG, J.Q.; SHAPIRO, G.G. Effects of ambient air pollution on symptoms of asthma in Seattle-area children enrolled in the CAMP study. **Environmental Health Perspectives**, v.108, n.12, p.1209-1214, 2000.

ZANETTI, P. Air pollution modeling: theories, computational methods and available software.
New York: Van Nostrand Reinhold, 1990, 444p.

ANEXO A – Tabela EIA-RIMA Replan e Tabelas para Cálculo dos Fatores de Emissão

Tabela A.1 - Fontes pontuais da Replan com suas respectivas localizações e características (Petrobras, 2006).

Código	x (m)	y (m)	A (m)	h (m)	d (m)	T (K)	v (m/s)	SO ₂ (g/s)	NO _x (g/s)	MP ₁₀ (g/s)	CO (g/s)
F-2001A/B	280731	7484933	596	61,00	3,74	471	5,03	8,14	18,06	0,61	3,19
F-2002A/B	280750	7484966	596	61,96	1,58	463	9,15	0,58	4,75	0,11	1,14
F-2101A/B	280750	7484886	596	62,88	1,58	465	10,43	2,64	7,81	0,28	1,39
F-2051A/B	280679	7484939	596	61,00	3,74	468	4,70	8,06	17,86	0,61	3,14
F-2052A/B	280672	7484975	596	61,00	2,00	438	4,51	2,36	5,94	0,25	1,22
F-2151A/B	280651	7484899	596	61,00	2,59	449	2,92	2,83	6,75	0,28	1,06
F-2151 C	280644	7484882	595	61,00	1,93	466	2,43	0,31	0,92	0,06	0,61
F-22502	280864	7484884	597	62,50	1,68	573	1,94	0,06	0,14	0,01	0,11
F-2401	281552	7485120	597	30,50	0,95	1025	7,99	0,06	0,11	0,01	0,08
F-2402	281564	7485117	597	30,00	2,11	476	2,70	0,25	10,83	0,53	5,67
F-2801	281600	7485221	597	60,00	0,80	622	16,70	0,08	0,19	0,03	0,17
F-91505	281541	7485479	597	65,00	1,30	972	13,79	102,25	0,28	0,44	0,49
F-9801A/B	281707	7485376	597	73,00	2,70	603	5,87	8,33	4,11	1,17	2,17
GV-2201	281061	7484831	597	60,69	3,05	580	22,61	90,81	25,06	21,56	16,89
GV-6301A	281316	7484957	597	35,00	2,00	448	6,47	20,17	18,78	1,58	2,08
GV-6301B	281314	7484943	597	35,00	2,00	448	6,65	20,17	18,78	1,58	2,08
GV-6301C	281312	7484929	597	35,00	2,00	448	4,22	20,17	18,78	1,58	2,08
GV-22501	280885	7484851	597	80,00	3,70	512	18,47	98,94	41,17	10,36	18,17
GV-6302	281308	7484864	597	25,20	2,30	467	14,10	2,31	14,44	0,42	4,56
GV-6303	281306	7484846	597	25,00	2,52	461	11,32	2,31	14,44	0,42	4,56
F-24502	281784	7485088	597	30,00	2,11	476	2,70	0,25	5,56	0,39	3,72
F-28501	281822	7485192	597	60,00	0,80	622	16,70	0,08	0,19	0,03	0,17
F-68701	281846	7485257	597	75,00	1,36	1366	17,73	83,42	0,03	0,00	0,03
F-9104	281497	7485416	597	75,00	1,36	1366	18,82	55,72	0,03	0,00	0,03
F-91705	281552	7485557	597	65,00	1,30	973	13,78	12,36	0,28	0,44	0,49
F-98501	281871	7485354	597	73,00	2,70	603	5,87	8,33	4,11	1,17	2,17

x – Coordenada UTM na direção x; y – Coordenada UTM na direção y; A – Altitude; h – Altura da chaminé; d – Diâmetro da chaminé; T – Temperatura de saída do gás; v – Velocidade de saída do gás.

Tabela A.2 - Fatores médios de emissão de veículos leves novos estabelecidos no Proconve (Adaptado de Cetesb, 2010a).

	CO (g/km)		NO _x (g/km)	
	Gasolina C ⁽¹⁾	Etanol	Gasolina C ⁽¹⁾	Etanol
Pré-1980 ⁽²⁾	54 ²	-	1,2 ²	-
1980-1983	33	18	1,4	1
1984-1985	28	16,9	1,6	1,2
1986-1987	22	16	1,9	1,8
1988	18,5	13,3	1,8	1,4
1989	15,2	12,8	1,6	1,1
1990	13,3	10,8	1,4	1,2
1991	11,5	8,4	1,3	1
1992	6,2	3,6	0,6	0,5
1993	6,3	4,2	0,8	0,6
1994	6	4,6	0,7	0,7
1995	4,7	4,6	0,7	0,7
1996	3,8	3,9	0,7	0,7
1997	1,2	0,9	0,7	0,3
1998	0,8	0,7	0,7	0,2
1999	0,7	0,6	0,7	0,2
2000	0,73	0,63	0,7	0,21

(1): Gasolina C: 78% gasolina + 22% álcool;

(2): Os valores pré-1980 correspondem aos veículos à gasolina.

Tabela A.3 - Fatores de emissão para material particulado publicados em Cetesb (1994).

Combustível	Tubo de Escape	Pneus
Gasolina	0,21	0,12
Etanol	-	0,12
Diesel	0,81	0,12
Motocicleta	0,08	0,06

Tabela A.4 - Fatores de emissão para cada poluente publicados nos Relatórios de Qualidade do ar da Cetesb (Adaptado de Cetesb, 2010b).

			Tubo de escapamento					Pneus
			Gasolina C	Etanol	Flex	Diesel	Motocicletas e similares	Todos os tipos
2001	Fator de emissão (g/km)	CO	12,30	18,00	-	17,80	19,70	-
		NO _x	0,70	1,10	-	13,00	0,10	-
		SO ₂	0,16	-	-	0,43	0,07	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,81	0,05	0,07
2002	Fator de emissão (g/km)	CO	12,20	18,50	-	17,80	19,70	-
		NO _x	0,80	1,10	-	13,00	0,10	-
		SO ₂	0,14	-	-	0,43	0,04	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,81	0,05	0,07
2003	Fator de emissão (g/km)	CO	12,30	19,30	-	17,80	19,70	-
		NO _x	0,70	1,16	-	13,00	0,10	-
		SO ₂	0,12	-	-	0,43	0,04	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,81	0,05	0,07
2004	Fator de emissão (g/km)	CO	12,10	19,70	0,49	15,60	18,00	-
		NO _x	0,68	1,17	0,14	11,17	0,11	-
		SO ₂	0,12	-	-	0,43	0,04	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,62	0,05	0,07
2005	Fator de emissão (g/km)	CO	10,70	19,70	0,44	15,00	16,40	-
		NO _x	1,11	2,12	0,15	0,44	2,18	-
		SO ₂	0,10	-	-	0,21	0,03	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,57	0,05	0,07
2006	Fator de emissão (g/km)	CO	10,83	19,80	0,48	14,61	14,61	-
		NO _x	0,74	1,28	0,09	10,53	0,12	-
		SO ₂	0,08	-	-	0,14	0,02	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,55	0,05	0,07
2007	Fator de emissão (g/km)	CO	11,09	19,95	0,50	14,20	12,76	-
		NO _x	0,74	1,29	0,08	10,28	0,13	-
		SO ₂	0,07	-	-	0,14	0,02	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,52	0,05	0,07
2008	Fator de emissão (g/km)	CO	11,20	20,00	0,60	13,70	11,20	-
		NO _x	0,74	1,29	0,08	10,00	0,13	-
		SO ₂	0,07	-	-	0,13	0,02	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,49	0,05	0,07
2009	Fator de emissão (g/km)	CO	11,40	20,10	0,62	13,40	10,40	-
		NO _x	0,75	1,30	0,06	9,81	0,12	-
		SO ₂	0,07	-	-	0,13	0,02	-
		MP ₁₀	0,08	-	-	0,47	0,05	0,07

ANEXO B - Estimativa dos Parâmetros de Regressão (Paula, 2004)

O método escore de Fisher é baseado na chamada função de verossimilhança.

A função de verossimilhança é baseada na densidade de probabilidade de uma distribuição e de forma geral é dada por:

$$f(y; \theta_i; \phi) = \exp\{\phi[y\theta_i - b(\theta_i)] + c(y, \phi)\}, \quad \text{B.1}$$

onde y é a variável resposta, θ é o parâmetro canônico, ϕ é o parâmetro de dispersão e $b(\theta_i)$ e $c(y, \phi)$ são funções específicas de cada distribuição.

Matematicamente é mais conveniente utilizar o logaritmo da função de verossimilhança, chamada de função de log-verossimilhança:

$$\ell(\beta; y) = \sum_{i=1}^n \phi\{y_i\theta_i - b(\theta_i)\} + \sum_{i=1}^n c(y_i, \phi). \quad \text{B.2}$$

No caso particular em que o parâmetro canônico (θ) coincide com o preditor linear, isto é, quando $\theta_i = \eta_i = \sum_{j=1}^p x_{ij}\beta_j$ a log-verossimilhança é:

$$\ell(\beta; y) = \sum_{i=1}^n \phi\left\{y_i \sum_{j=1}^p x_{ij}\beta_j - b\left(\sum_{j=1}^p x_{ij}\beta_j\right)\right\} + \sum_{i=1}^n c(y_i, \phi). \quad \text{B.3}$$

Os valores dos parâmetros que maximizam a função de log-verossimilhança são obtidos através do cálculo das derivadas parciais da equação log-linear para cada parâmetro, ou seja, resolver o sistema igualando a Equação B.4 a zero:

$$U(\beta) = \partial \ell(\beta, y) / \partial \beta. \quad \text{B.4}$$

A equação acima é conhecida como função escore e é obtida pela regra da cadeia:

$$U(\boldsymbol{\beta}) = \sum_{i=1}^n \frac{\partial \ell(\boldsymbol{\beta}, y)}{\partial \beta_j} = \sum_{i=1}^n \frac{\partial \ell}{\partial \theta_i} \frac{\partial \theta_i}{\partial \mu_i} \frac{\partial \mu_i}{\partial \eta_i} \frac{\partial \eta_i}{\partial \beta_j}. \quad \text{B.5}$$

A derivada parcial da log-verossimilhança em relação ao parâmetro canônico é dada por:

$$\frac{\partial \ell}{\partial \theta_i} = \phi \left(y_i - \frac{db(\theta_i)}{d\theta_i} \right), \quad \text{B.6}$$

e a derivada de $\mu_i = \frac{db(\theta_i)}{d\theta_i}$ em relação a θ_i é:

$$\frac{\partial \mu_i}{\partial \theta_i} = \frac{d}{d\theta_i} \left(\frac{db(\theta_i)}{d\theta_i} \right) = \frac{\partial^2 b(\theta_i)}{\partial \theta_i^2} = V(\mu), \quad \text{B.7}$$

onde $V(\mu)$ é denominada função de variância.

A derivada em relação a β_j do preditor linear $\boldsymbol{\eta} = \mathbf{X}^T \boldsymbol{\beta}$ é:

$$\frac{\partial \eta_i}{\partial \beta_j} = x_{ij}. \quad \text{B.8}$$

Assim, substituindo-se as Equações B.6, B.7, B.8 na Equação B.5 obtém-se:

$$U(\boldsymbol{\beta}) = \frac{\partial \ell(\boldsymbol{\beta}; y)}{\partial \boldsymbol{\beta}} = \phi \mathbf{X}^T \mathbf{W}^{1/2} \mathbf{V}^{-1/2} (\mathbf{y} - \boldsymbol{\mu}), \quad \text{B.9}$$

onde $\mathbf{W} = \text{diag}\{w_1, \dots, w_n\}$ é a matriz de pesos cujos valores são dados por $w_i = (d\mu_i/d\eta_i)^2 / V_i$; $\mathbf{X}$ é uma matriz $n \times p$ cujas linhas serão denotadas por $x_i^T, i = 1, \dots, n$, $\mathbf{V} = \text{diag}\{V_1, \dots, V_n\}$, $\mathbf{y} = (y_1, \dots, y_n)^T$ e $\boldsymbol{\mu} = (\mu_1, \dots, \mu_n)^T$.

Outra definição útil na estimação dos parâmetros de regressão é a matriz de informação de Fisher $\mathbf{K}(\boldsymbol{\beta})$, que corresponde ao valor esperado da segunda derivada parcial da log-verossimilhança em relação a $\boldsymbol{\beta}$, ou seja:

$$K(\boldsymbol{\beta}) = E \left\{ -\frac{\partial^2 \ell(\boldsymbol{\beta}; y)}{\partial \boldsymbol{\beta} \partial \boldsymbol{\beta}^T} \right\} = \phi \mathbf{X}^T \mathbf{W} \mathbf{X} . \quad \text{B.10}$$

Para o caso especial em que se utiliza uma ligação canônica, os valores da função escore e da matriz de informação de Fisher, tomam formas simplificadas:

$$U(\boldsymbol{\beta}) = \phi \mathbf{X}^T (\mathbf{y} - \boldsymbol{\mu}) \quad \text{e} \quad K(\boldsymbol{\beta}) = \phi \mathbf{X}^T \mathbf{V} \mathbf{X} , \quad \text{B.11}$$

ou seja, a matriz de pesos é a própria função de variância $\mathbf{V}$.

Definidas todas as funções envolvidas na estimativa dos parâmetros, aplica-se o processo iterativo de Newton-Raphson para a obtenção da estimativa de máxima verossimilhança de $\boldsymbol{\beta}$. Este método é definido através da expansão da função escore $U(\boldsymbol{\beta})$ em torno de um valor inicial $\boldsymbol{\beta}^{(0)}$, tal que:

$$U(\boldsymbol{\beta}) \cong U(\boldsymbol{\beta}^{(0)}) + U'(\boldsymbol{\beta}^{(0)})(\boldsymbol{\beta} - \boldsymbol{\beta}^{(0)}) , \quad \text{B.12}$$

em que $U'(\boldsymbol{\beta}^{(0)})$ é a primeira derivada de $U(\boldsymbol{\beta})$ em relação a $\boldsymbol{\beta}$. Assim, considerando $\boldsymbol{\beta}^{(m+1)}$ o valor de $\boldsymbol{\beta}$ na iteração $m+1$ e, substituindo $\boldsymbol{\beta}^{(0)}$ da Equação B.12 por $\boldsymbol{\beta}^{(m)}$, obtém-se:

$$\boldsymbol{\beta}^{(m+1)} \cong \boldsymbol{\beta}^{(m)} + \left\{ -U'(\boldsymbol{\beta}^{(m)}) \right\}^{-1} U(\boldsymbol{\beta}^{(m)}) , \quad \text{B.13}$$

com $m = 0, 1, L$. A matriz $-U'(\boldsymbol{\beta})$ pode não ser positiva, assim, pode ser mais conveniente substituir a matriz $-U'(\boldsymbol{\beta})$ pelo valor esperado correspondente. Ou seja, a Equação B.13 torna-se:

$$\boldsymbol{\beta}^{(m+1)} \cong \boldsymbol{\beta}^{(m)} + K^{-1}(\boldsymbol{\beta}^{(m)}) U(\boldsymbol{\beta}^{(m)}) . \quad \text{B.14}$$

Finalmente, substituindo os valores da função escore e da matriz de informação de Fisher (Equações B.9 e B.10) na Equação B.14 tem-se:

$$\boldsymbol{\beta}^{(m+1)} \cong \left(\mathbf{X}^T \mathbf{W}^{(m)} \mathbf{X} \right)^{-1} \mathbf{X}^T \mathbf{W}^{(m)} \mathbf{z}^{(m)}, \quad \text{B.15}$$

onde $\mathbf{z} = \boldsymbol{\eta} + \mathbf{W}^{-1/2} \mathbf{V}^{-1/2} (\mathbf{y} - \boldsymbol{\mu})$. Nos GLM, $\mathbf{z}$ é uma variável resposta modificada, ou seja, é uma forma linearizada da função de ligação aplicada para $\mathbf{y}$. A convergência da Equação B.15 ocorre quando as mudanças forem suficientemente pequenas, ou seja, quando $\left| (\boldsymbol{\beta})^{m+1} - (\boldsymbol{\beta})^m \right| < \varepsilon$ (McCullagh e Nelder, 1989).

A convergência incide em um número finito de passos, independente dos valores iniciais utilizados, porém é usual iniciar com $\boldsymbol{\eta}^{(0)} = \mathbf{g}(\mathbf{y})$.

ANEXO C – Distribuições *t* de *Student* e Qui-quadrado

Tabela C.1 - Distribuição *t* de *Student* (Fonseca e Martins, 1996).

α gl	0,50	0,25	0,10	0,05	0,025	0,01	0,005
1	1,00000	2,4142	6,3138	12,7060	25,5420	63,6570	127,3200
2	0,81650	1,6036	2,9200	4,3127	6,2053	9,9248	14,0890
3	0,76489	1,4226	2,3534	3,1825	4,1765	5,8409	7,4533
4	0,74070	1,3444	2,1318	2,7764	3,4954	4,6041	5,5976
5	0,72669	1,3009	2,0150	2,5706	3,1634	4,0321	4,7733
6	0,71756	1,2733	1,9432	2,4469	2,9687	3,7074	4,3168
7	0,71114	1,2543	1,8946	2,3646	2,8412	3,4995	4,0293
8	0,70639	1,2403	1,8595	2,3060	2,7515	3,3554	3,8325
9	0,70272	1,2297	1,8331	2,2622	2,6850	3,2498	3,6897
10	0,69981	1,2213	1,8125	2,2281	2,6338	3,1693	3,5814
11	0,69745	1,2145	1,7959	2,2010	2,5931	3,1058	3,4966
12	0,69548	1,2089	1,7823	2,1788	2,5600	3,9545	3,4284
13	0,69384	1,2041	1,7709	2,1604	2,5326	3,0123	3,3725
14	0,69200	1,2001	1,7613	2,1448	2,5096	2,9768	3,3257
15	0,69120	1,1967	1,7530	2,1315	2,4899	2,9467	3,2860
16	0,69013	1,1937	1,7459	2,1199	2,4729	2,9208	3,2520
17	0,68919	1,1910	1,7396	2,1098	2,4581	2,8982	3,2225
18	0,68837	1,1887	1,7341	2,1009	2,4450	2,8784	3,1966
19	0,68763	1,1866	1,7291	2,0930	2,4334	2,8609	3,1737
20	0,68696	1,1848	1,7247	2,0860	2,4231	2,8453	3,1534
21	0,68635	1,1831	1,7207	2,0796	2,4138	2,8314	3,1352
22	0,68580	1,1816	1,7171	2,0739	2,4055	2,8188	3,1188
23	0,68531	1,1802	1,7139	2,0687	2,3979	2,8073	3,1040
24	0,68485	1,1789	1,7109	2,0639	2,3910	2,7969	3,0905
25	0,68443	1,1777	1,7081	2,0595	2,3846	2,7874	3,0782
26	0,68405	1,1766	1,7056	2,0555	2,3788	2,7787	3,0669
27	0,68370	1,1757	1,7033	2,0518	2,3734	2,7707	3,0565
28	0,68335	1,1748	1,7011	2,0484	2,3685	2,7633	3,0469
29	0,68304	1,1739	1,6991	2,0452	2,3638	2,7564	3,0380
30	0,68276	1,1731	1,6973	2,0423	2,3596	2,7500	3,0298
40	0,68066	1,1673	1,6839	2,0211	2,3289	2,7045	2,9712
60	0,67862	1,1616	1,6707	2,0003	2,2991	2,6603	2,9146
120	0,67656	1,1559	1,6577	1,9799	2,2699	2,6174	2,8599
∞	0,67449	1,1503	1,6449	1,9600	2,2414	2,5758	2,8070

Tabela C.2 - Distribuição Qui-quadrado (Adaptado de MEDCALC, 2011).

α gl	0,995	0,20	0,10	0,05	0,025	0,01	0,005
1	3,93x10 ⁻⁵	1,64	2,71	3,84	5,02	6,64	7,88
2	0,01	3,22	4,61	5,99	7,38	9,21	10,60
3	0,07	4,64	6,25	7,82	9,35	11,35	12,84
4	0,21	5,99	7,78	9,49	11,14	13,28	14,86
5	0,41	7,29	9,24	11,07	12,83	15,09	16,75
6	0,68	8,56	10,65	12,59	14,45	16,81	18,55
7	0,99	9,80	12,02	14,07	16,01	18,48	20,28
8	1,34	11,03	13,36	15,51	17,54	20,09	21,96
9	1,74	12,24	14,68	16,92	19,02	21,67	23,59
10	2,16	13,44	15,99	18,31	20,48	23,21	25,19
20	8,03	26,17	29,62	32,67	35,48	38,93	41,40
30	13,79	36,25	40,26	43,77	46,98	50,89	53,67
40	20,71	47,27	51,81	55,76	59,34	63,69	66,77
50	27,99	58,16	63,17	67,51	71,42	76,15	79,49
60	35,53	68,97	74,40	79,08	83,30	88,38	91,95
70	43,28	79,72	85,53	90,53	95,02	100,43	104,22
80	51,17	90,41	96,58	101,88	106,63	112,33	116,32
90	59,20	101,05	107,57	113,15	118,14	124,12	128,30
100	67,33	111,68	118,50	124,34	129,56	135,81	140,17
150	109,14	164,35	172,58	179,58	185,80	193,21	198,36
200	152,24	216,61	226,02	233,99	241,06	249,45	255,26
250	196,16	268,60	279,05	287,88	295,69	304,94	311,35
300	240,66	320,40	331,79	341,40	349,87	359,91	366,84
350	285,61	372,05	384,31	394,63	403,72	414,47	421,90
400	330,90	423,59	436,65	447,63	457,31	468,72	476,61
450	376,48	475,04	488,85	500,46	510,67	522,72	531,03
500	468,33	577,70	592,91	605,67	616,88	630,08	639,18
550	468,33	577,70	592,91	605,67	616,88	630,08	639,18
600	514,53	628,94	644,80	658,09	669,77	683,52	692,98
650	560,88	680,13	696,61	710,42	722,54	736,81	746,63
700	607,38	731,28	748,36	762,66	775,21	789,97	800,13

ANEXO D – Gráficos das FAC Parcial

D.1 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO monitorado (CO_{mon})

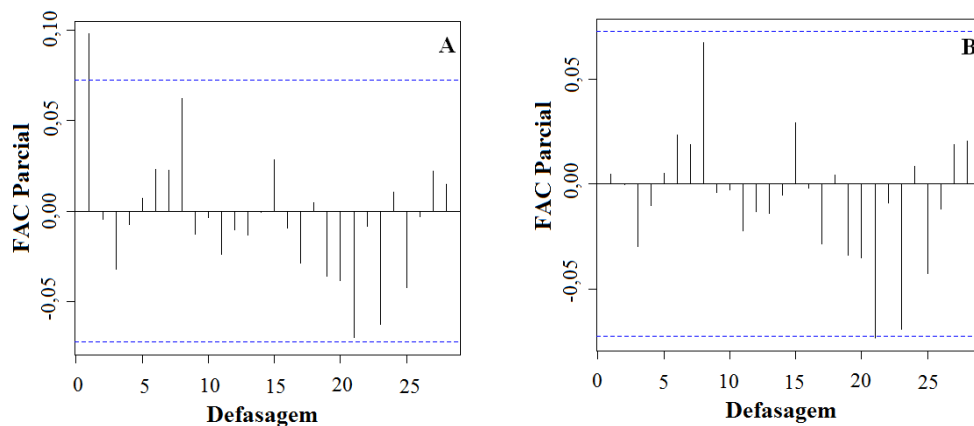


Figura D.1 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

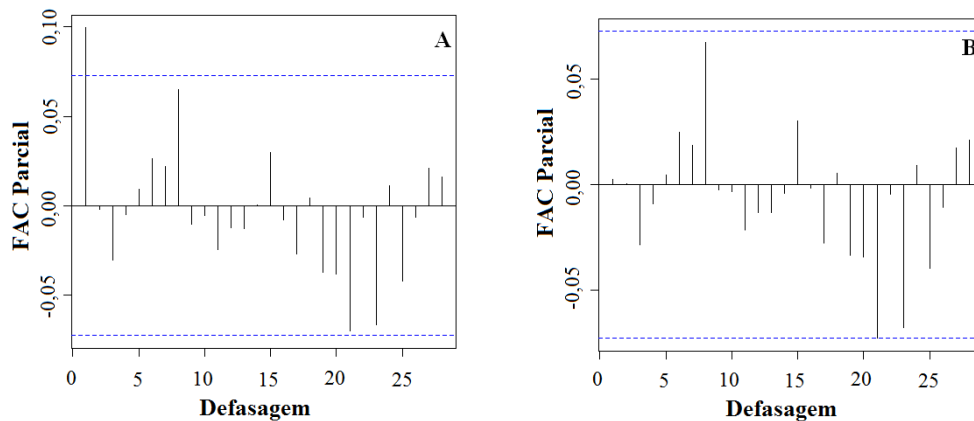


Figura D.2 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após um dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

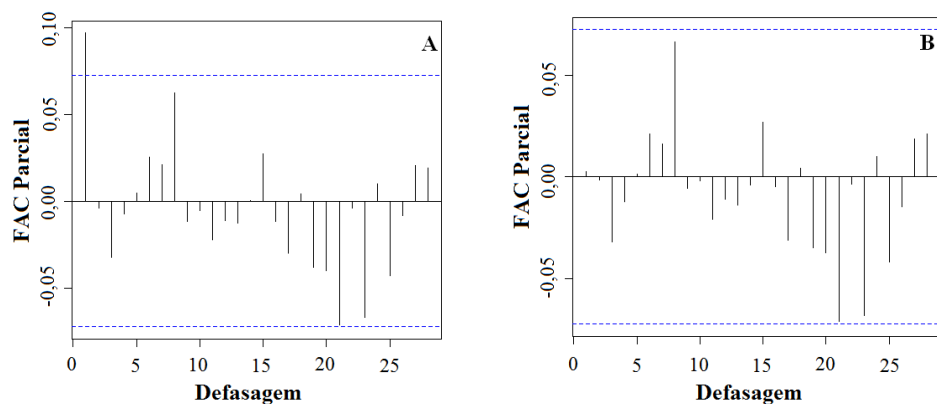


Figura D.3 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

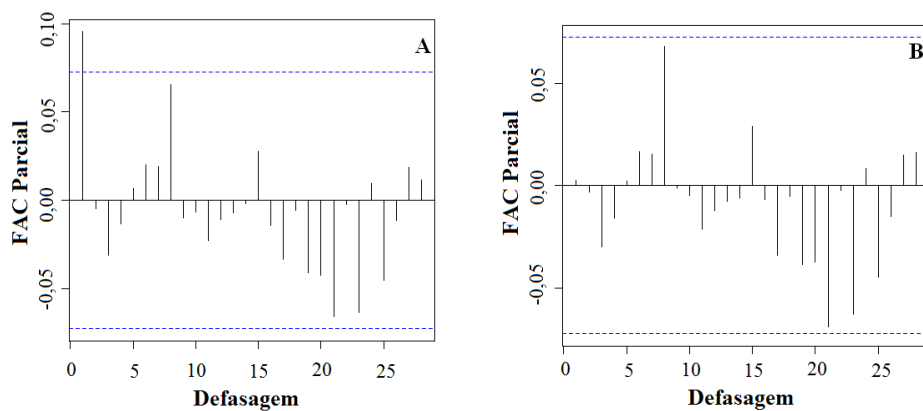


Figura D.4 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após três dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

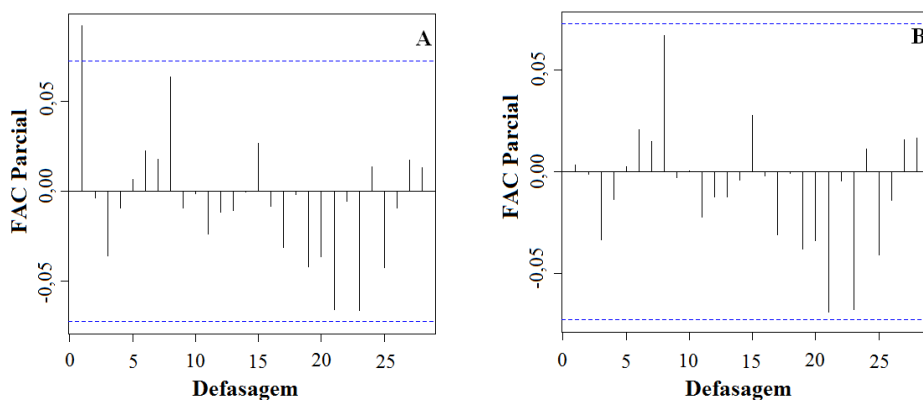


Figura D.5 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

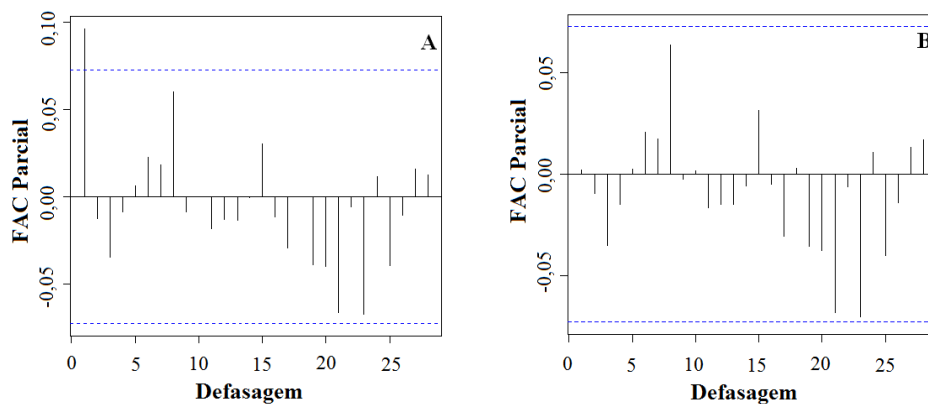


Figura D.6 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

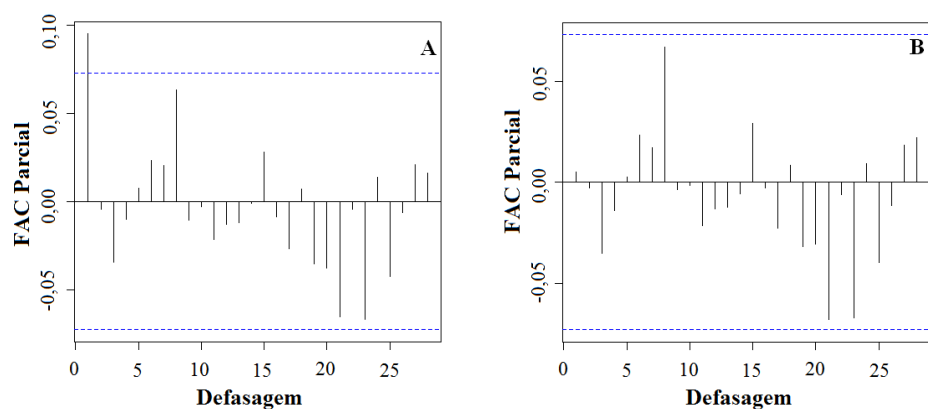


Figura D.7 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

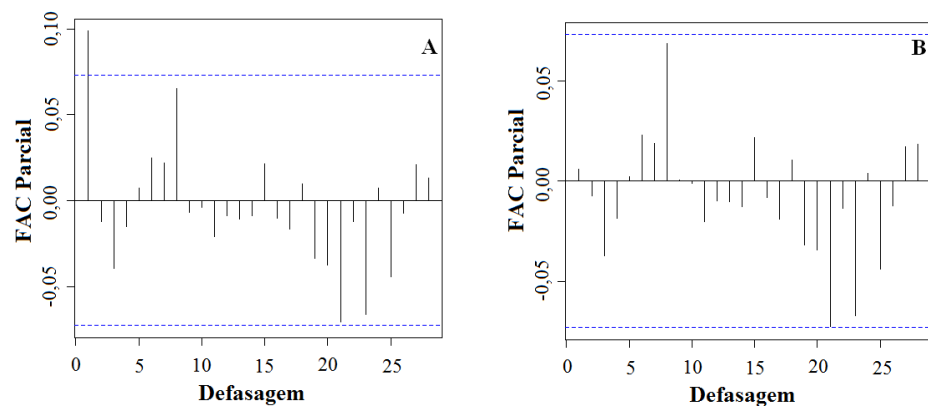


Figura D.8 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{mon} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

D.2 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO simulado na EMQAr de Campinas (CO_{rd})

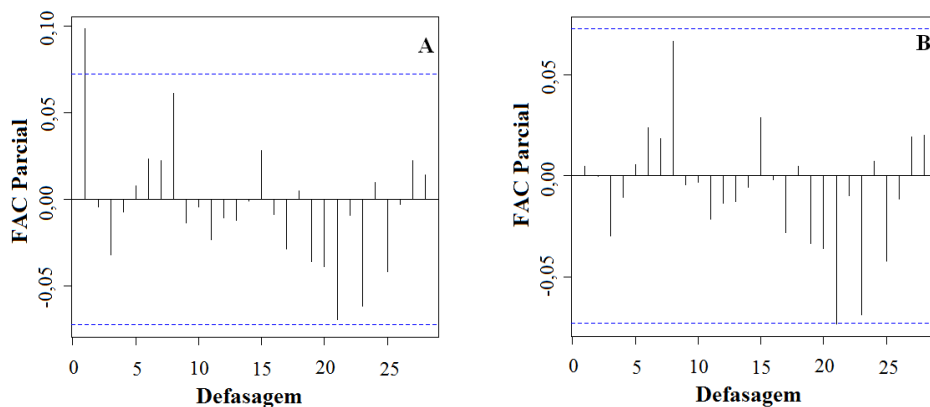


Figura D.9 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

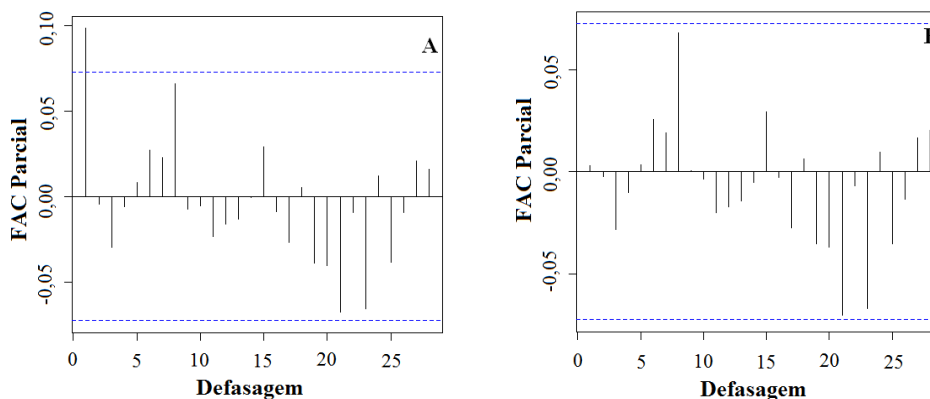


Figura D.10 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após um dia de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

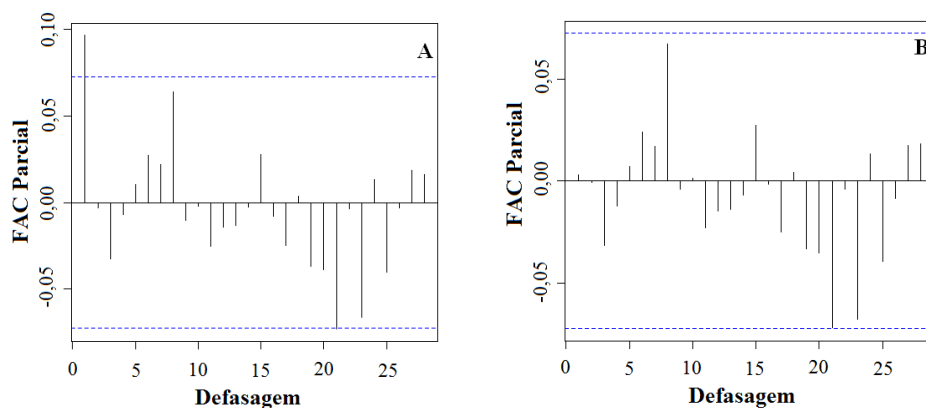


Figura D.11 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

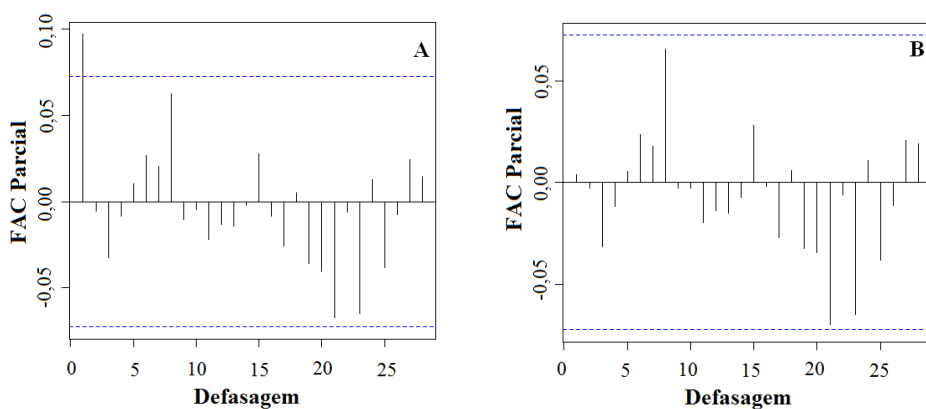


Figura D.12 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após três dias de exposição. Modelo sem resíduo (A) e com resíduo (B).

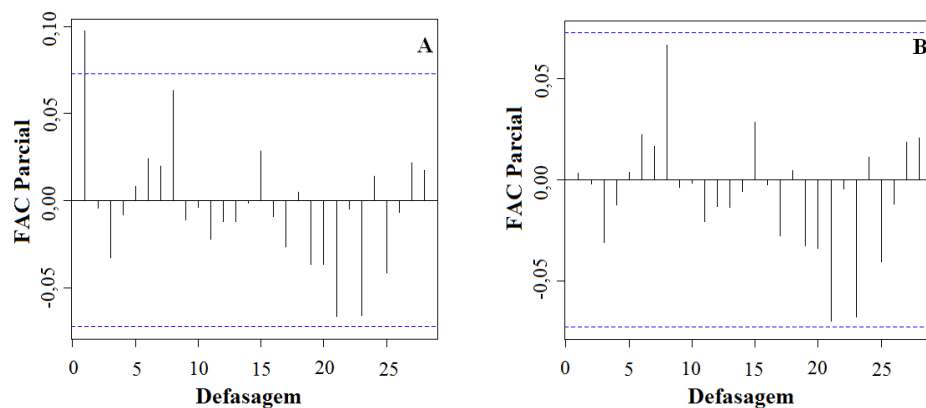


Figura D.13 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

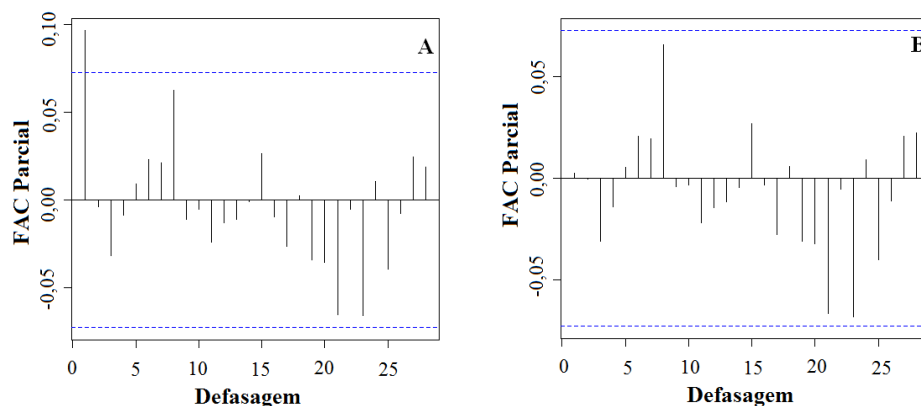


Figura D.14 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

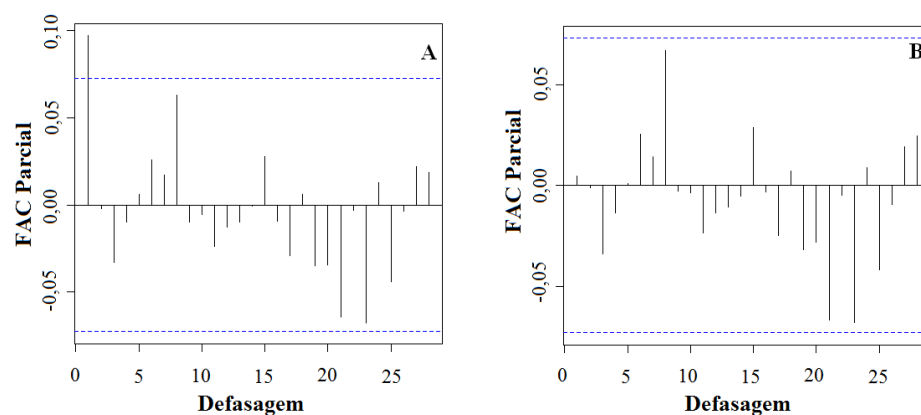


Figura D.15 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

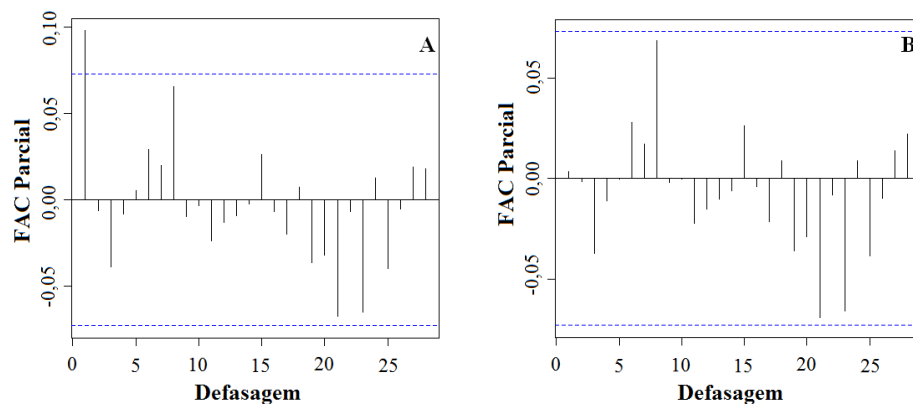


Figura D.16 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rd} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

D.3 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para CO simulado na grade polar que cobre o Município de Campinas (CO_{rp})

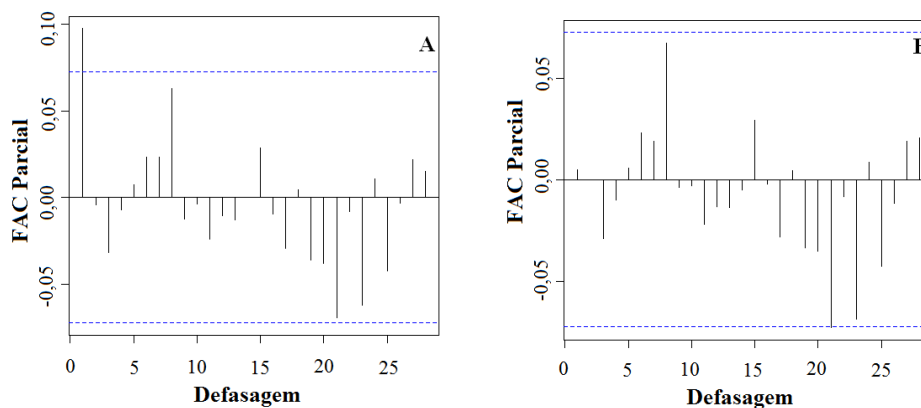


Figura D.17 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

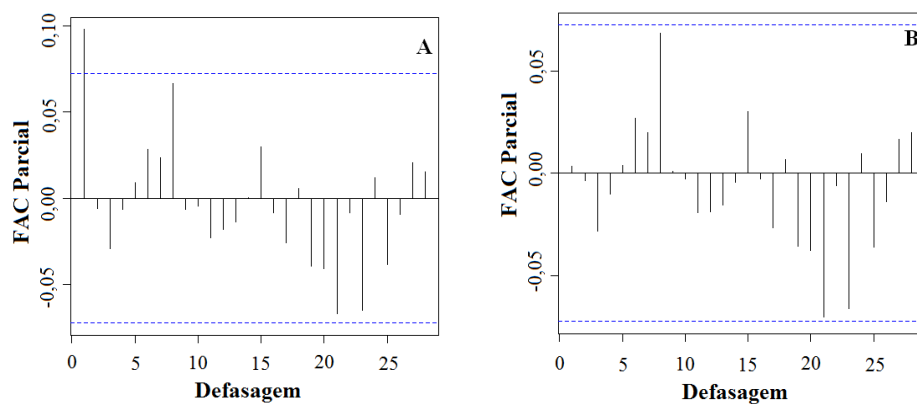


Figura D.18 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

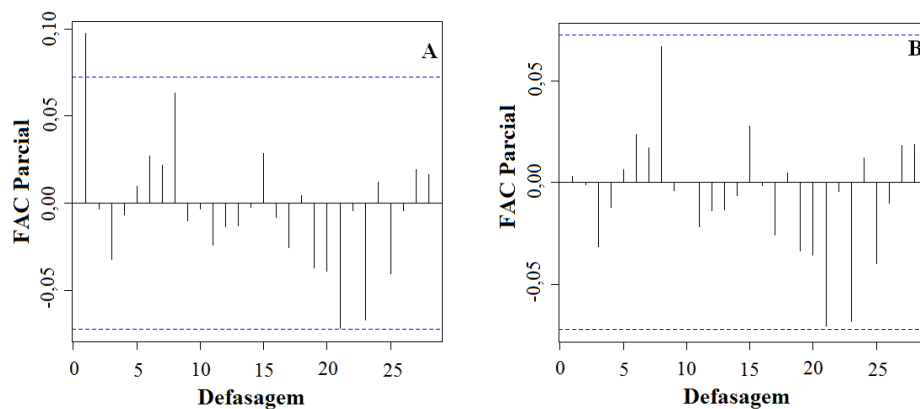


Figura D.19 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

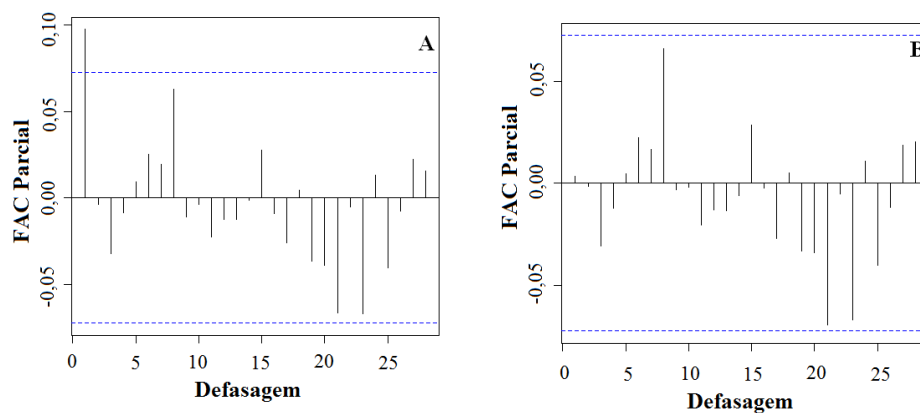


Figura D.20 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

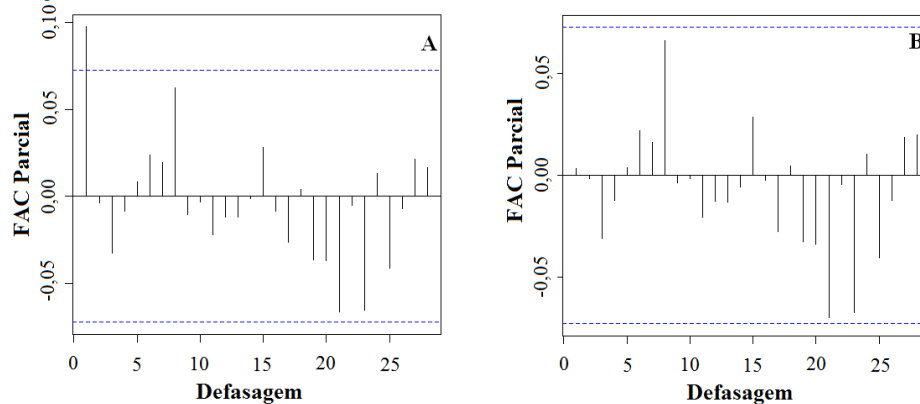


Figura D.21 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

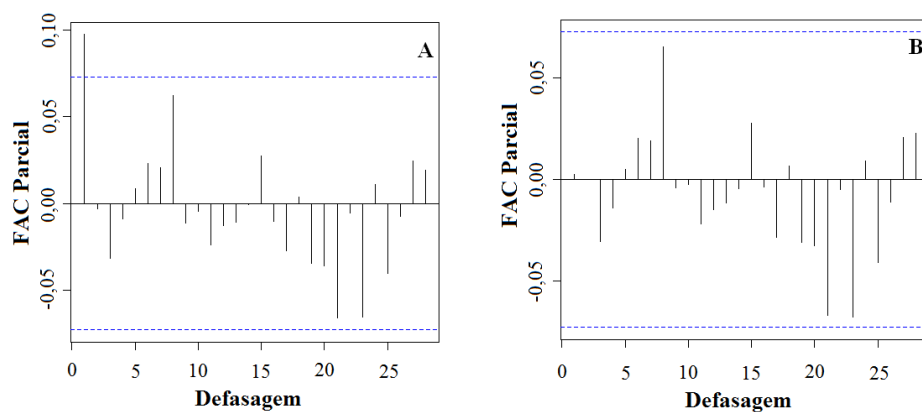


Figura D.22 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

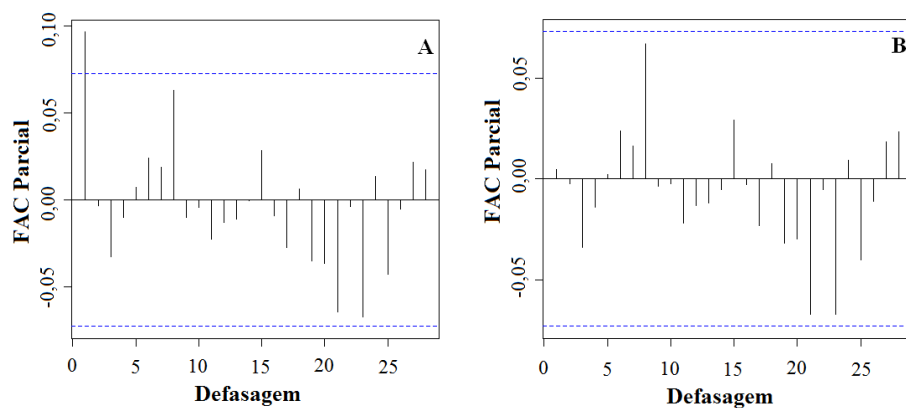


Figura D.23 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

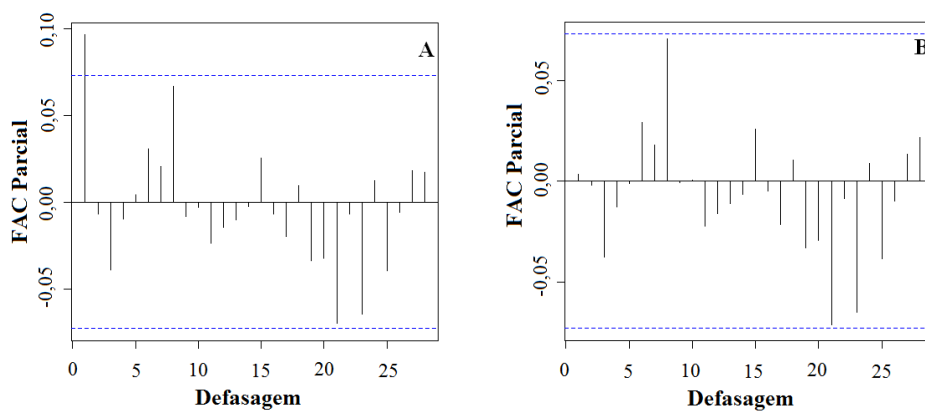


Figura D.24 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de CO_{rp} após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

D.4 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP_{10} monitorado ($MP_{10(mon)}$)

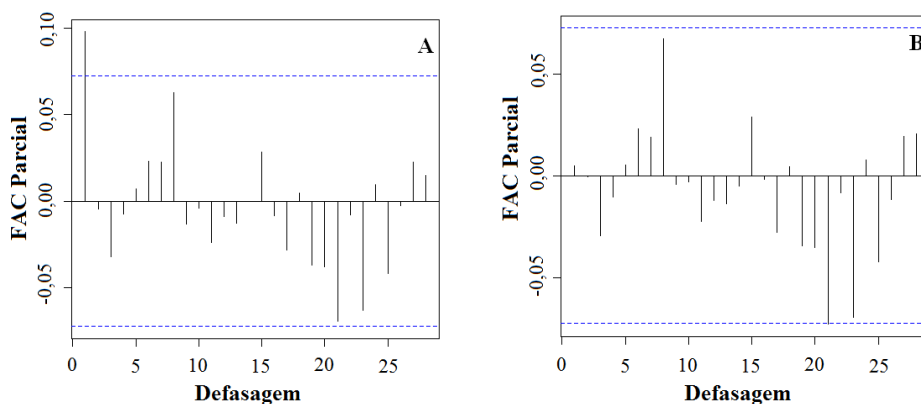


Figura D.25 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

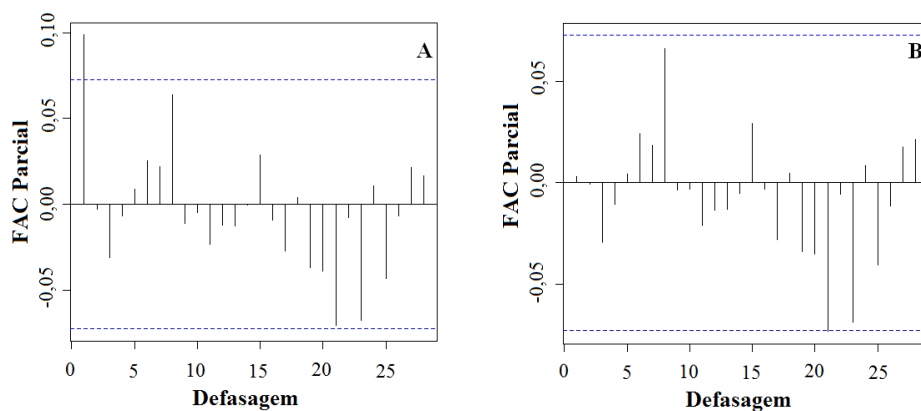


Figura D.26 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

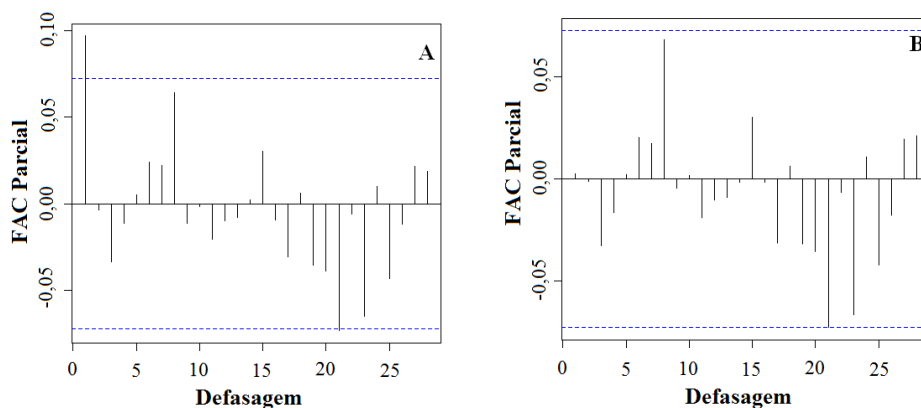


Figura D.27 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

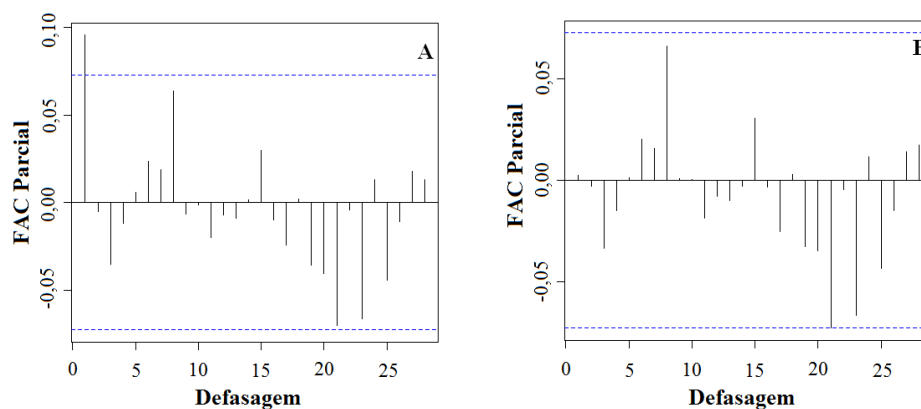


Figura D.28 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

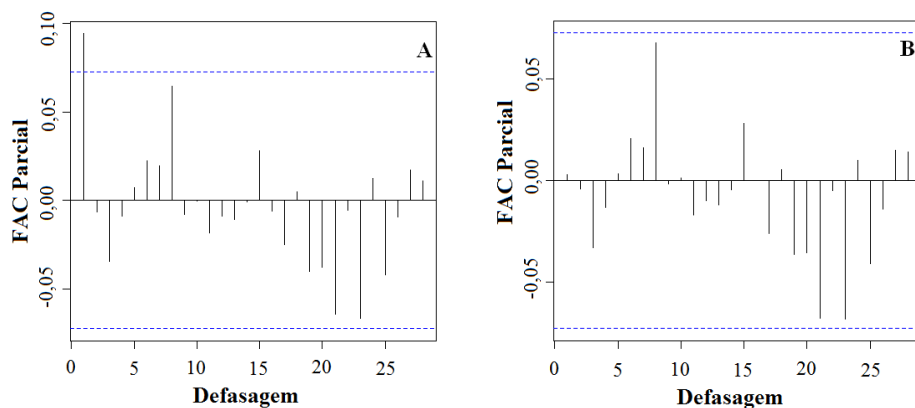


Figura D.29 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

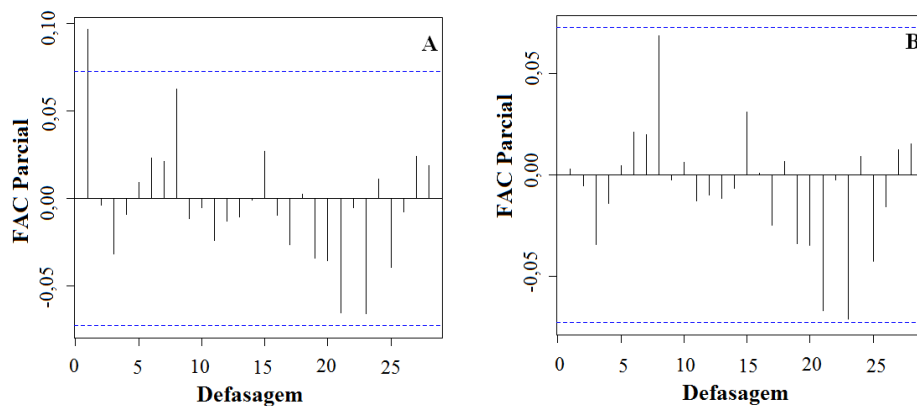


Figura D.30 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

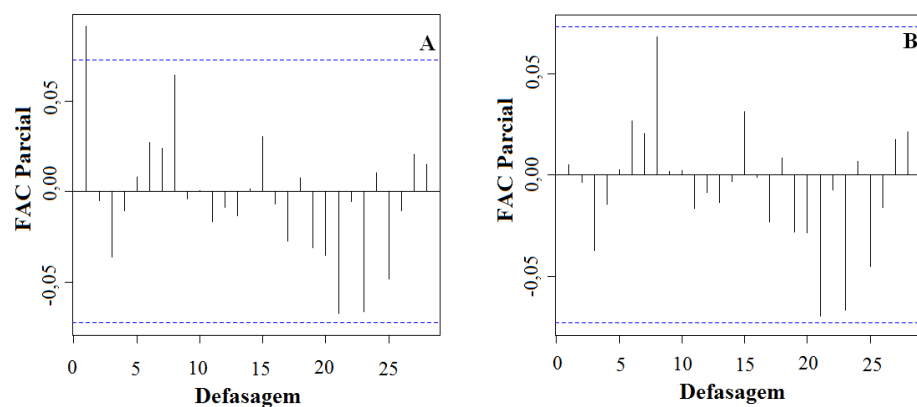


Figura D.31 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

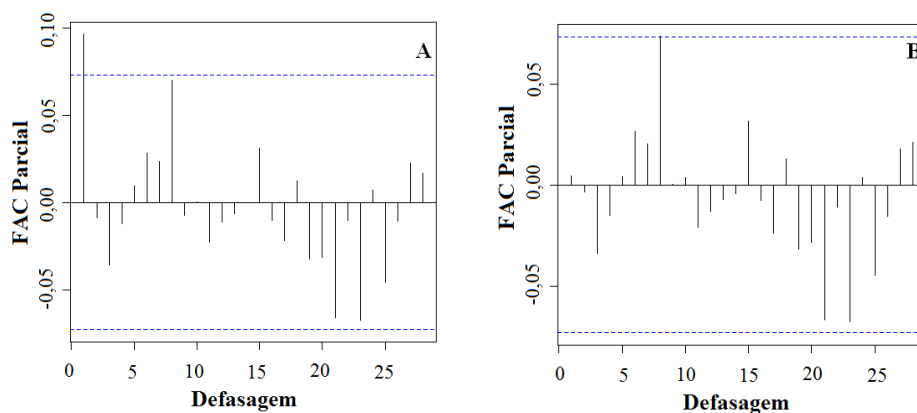


Figura D.32 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(mon)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

D.5 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP_{10} simulado na EMQAr de Campinas ($MP_{10(rd)}$)

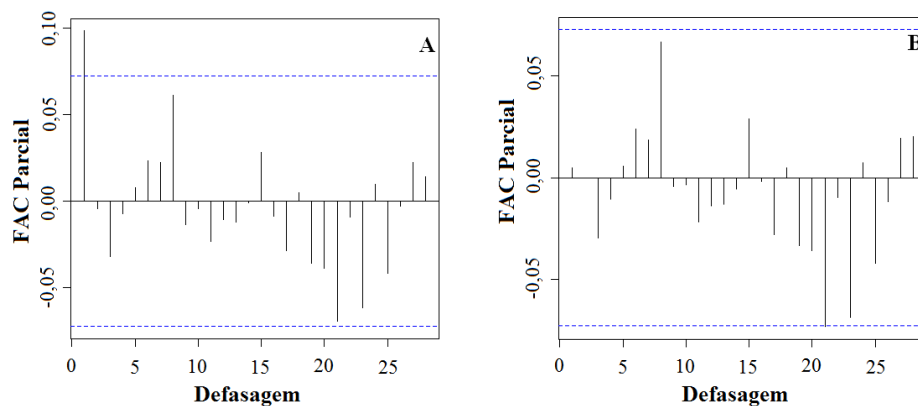


Figura D.33 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

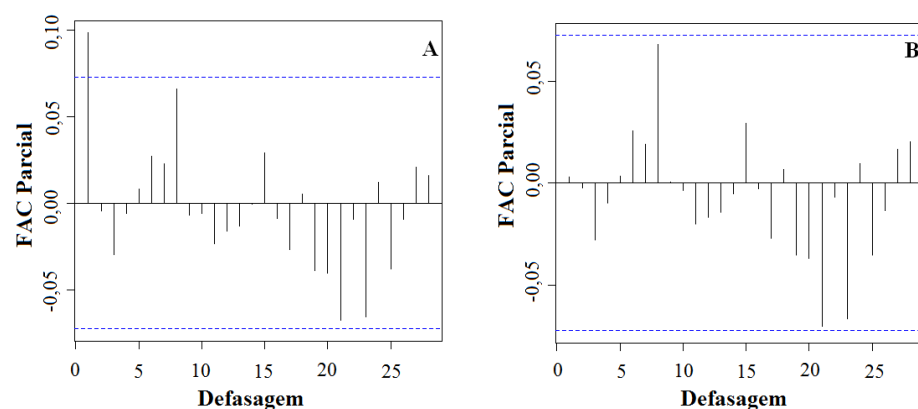


Figura D.34 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

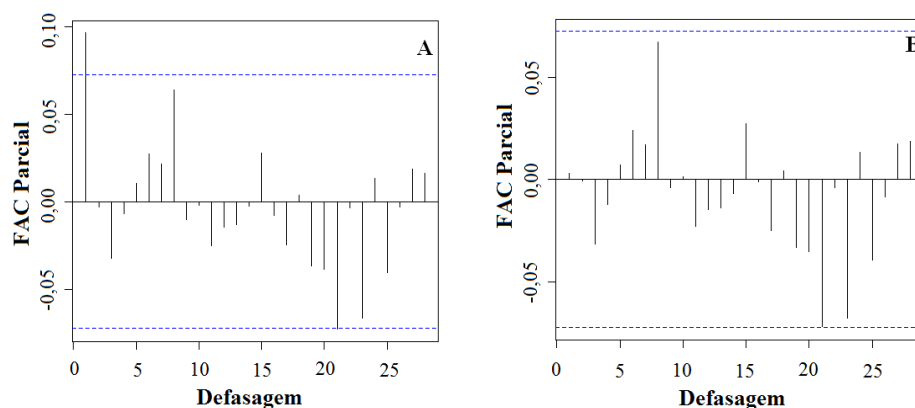


Figura D.35 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

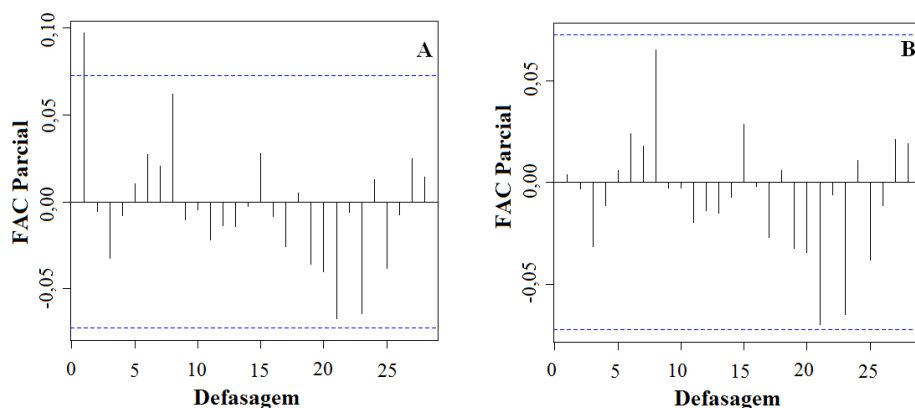


Figura D.36 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

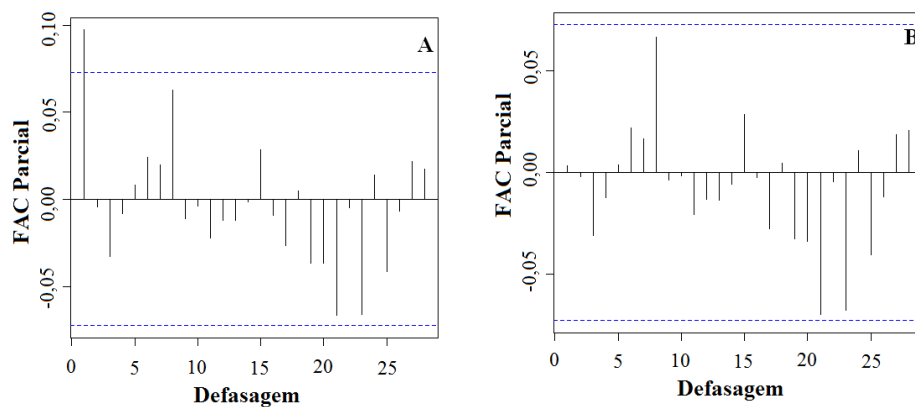


Figura D.37 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

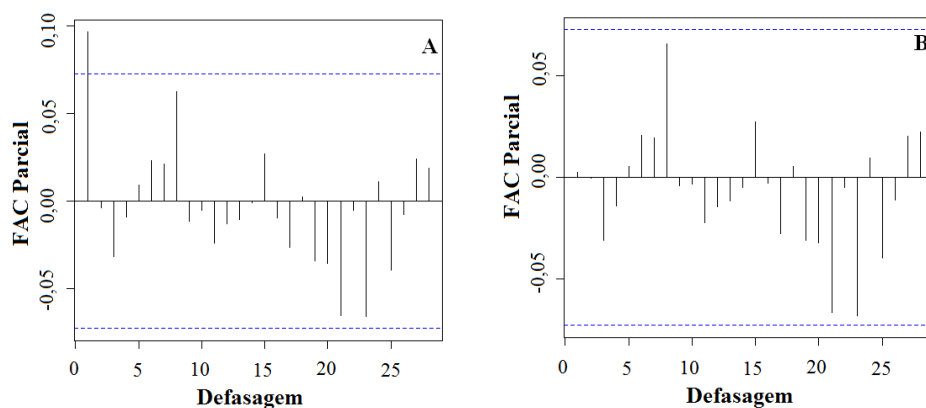


Figura D.38 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

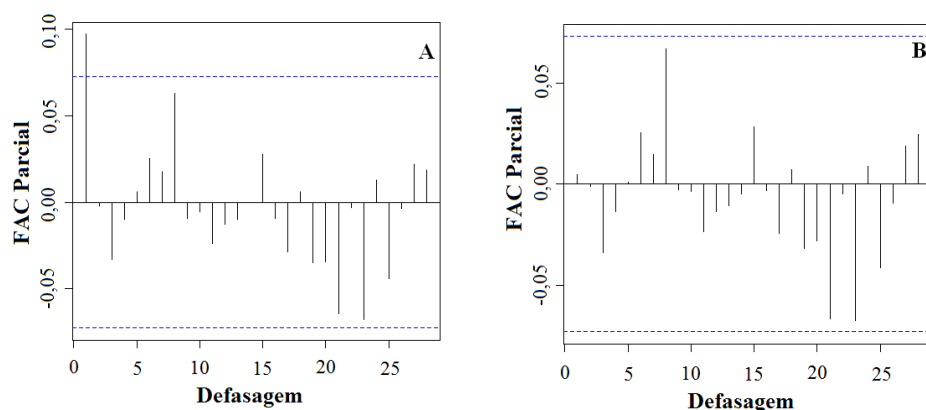


Figura D.39 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

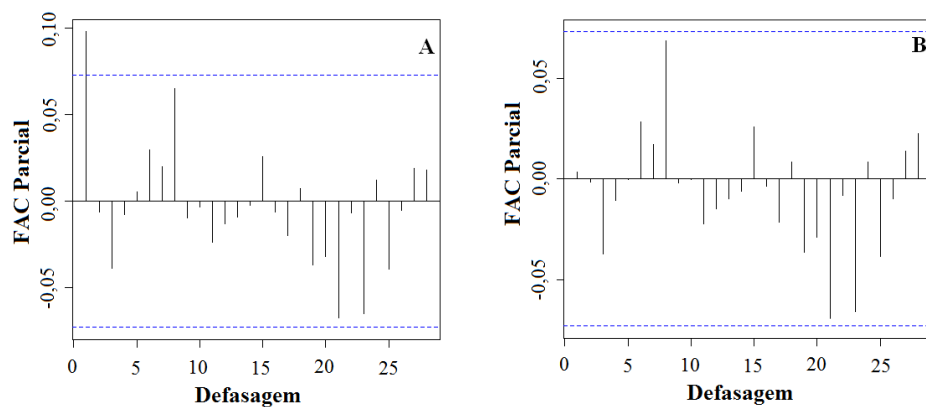


Figura D.40 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rd)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

D.6 - Gráficos da FAC Parcial em função dos dias de defasagem para MP_{10} simulado na grade polar que cobre o município de Campinas ($MP_{10(rp)}$)

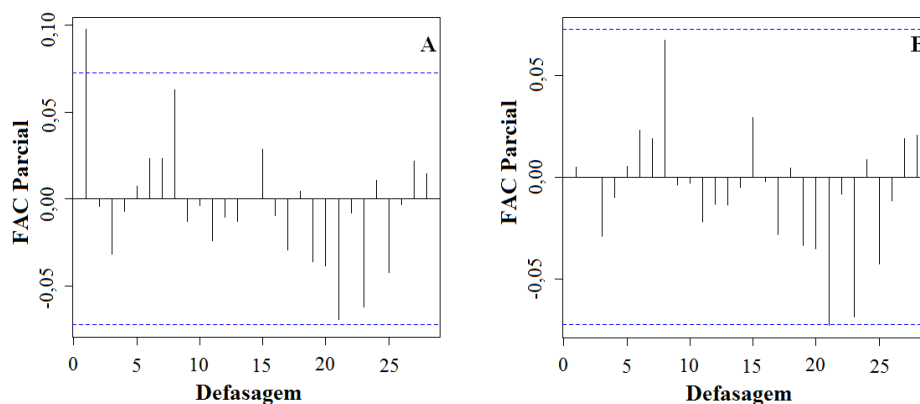


Figura D.41 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ para o mesmo dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

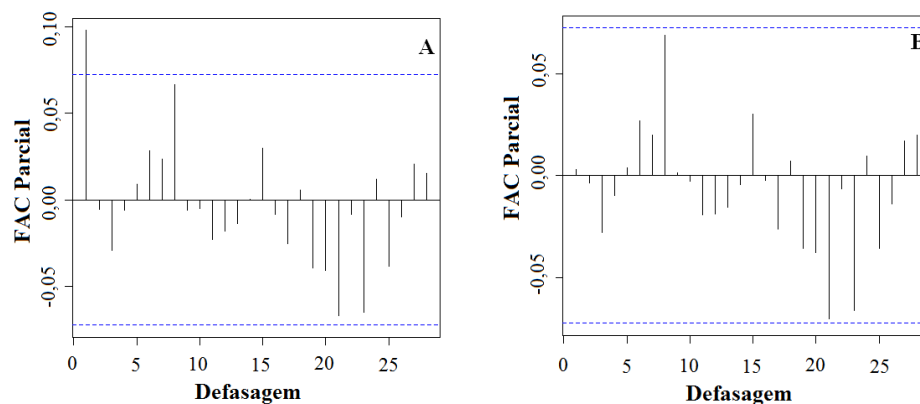


Figura D.42 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após um dia de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

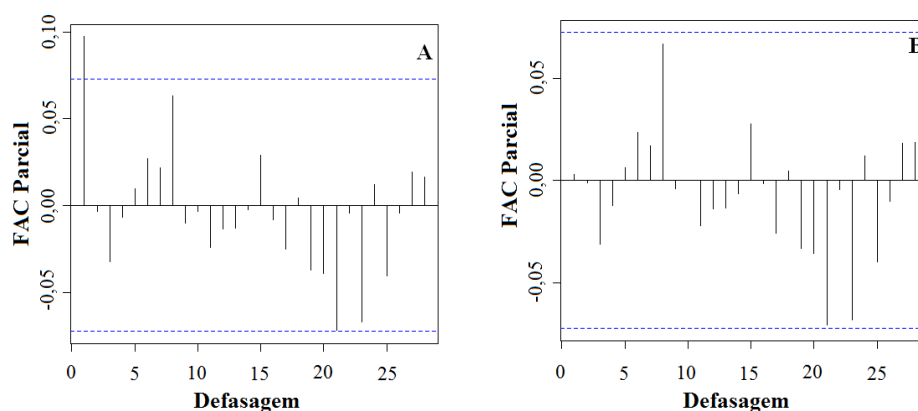


Figura D.43 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após dois dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

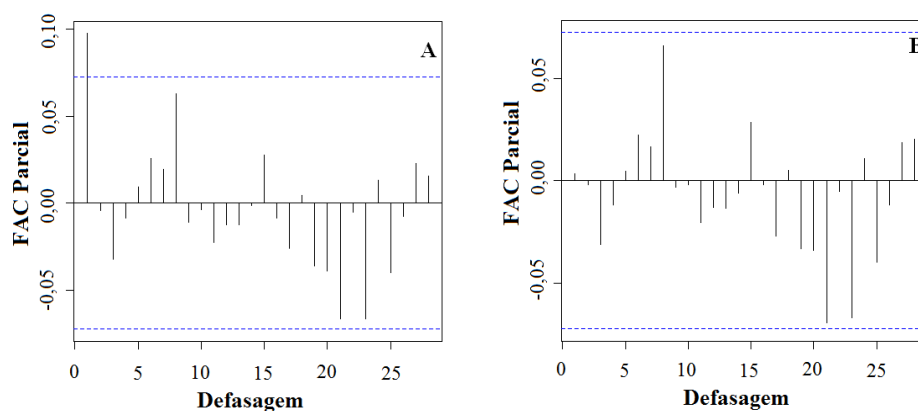


Figura D.44 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após três dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

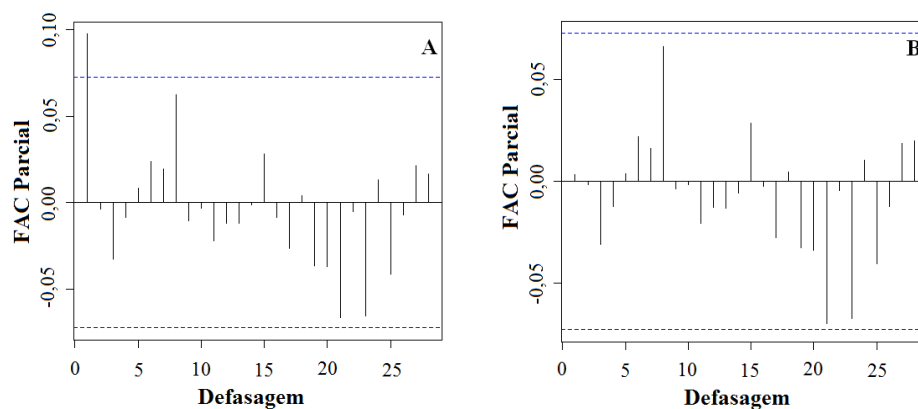


Figura D.45 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após quatro dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

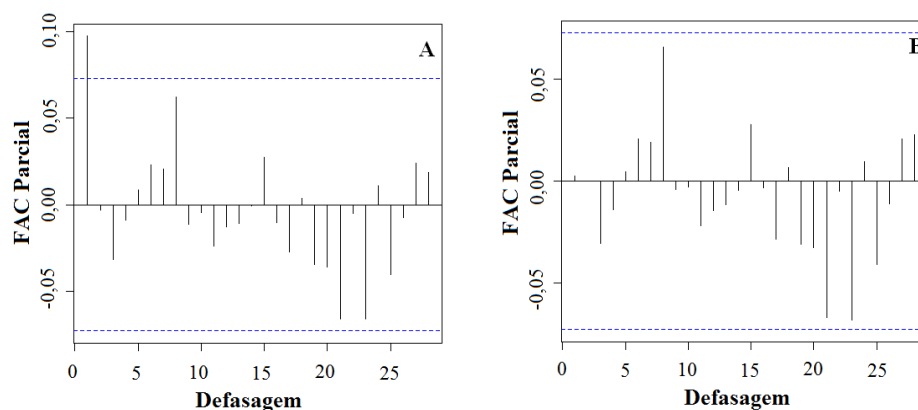


Figura D.46 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após cinco dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

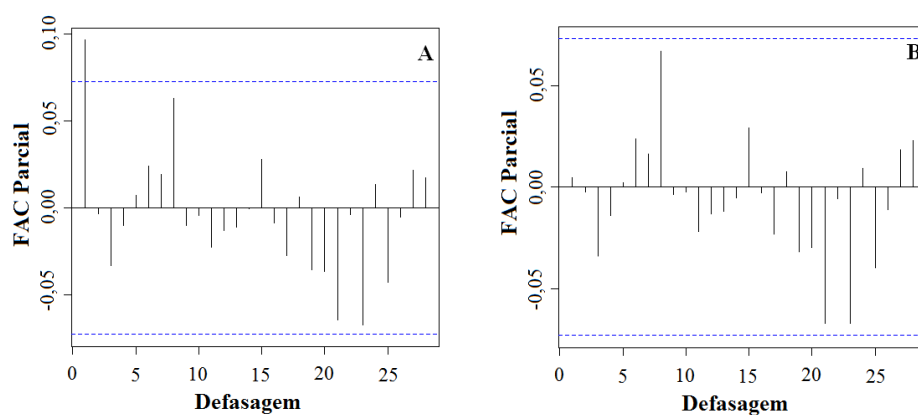


Figura D.47 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após seis dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).

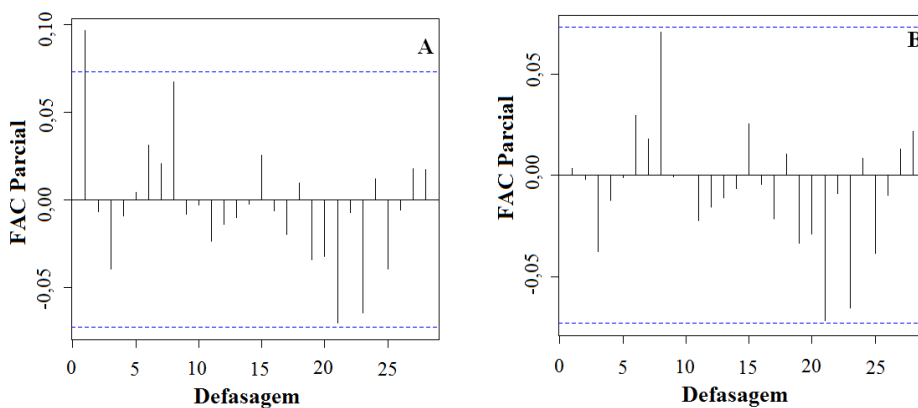


Figura D.48 - FAC parcial em função dos dias de defasagem para o efeito de $MP_{10(rp)}$ após sete dias de exposição. Modelo sem resíduos (A) e com resíduos (B).