

MODELAGEM DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA E IMPACTOS NA SAÚDE: POSSIBILIDADES DE ESTUDO EM REGIÕES SEM DADOS DE MONITORAMENTO

Yara S. Tadano^a, Ricardo A. Mazza^b and Edson Tomaz^c

^a*Departamento Acadêmico de Matemática, Universidade Tecnológica Federal do Paraná / Campus Ponta Grossa, Brasil, yaratadano@@utfpr.edu.br*

^b*Departamento de Energia, Universidade Estadual de Campinas, Brasil, mazza@fem.unicamp.br*

^c*Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Brasil, etomaz@feq.unicamp.br*

Palavras Chave: ISCST3, União de Metodologias, Previsão de Impacto.

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 concomitantemente. O objetivo desta pesquisa é, então, propor uma metodologia de união da modelagem da dispersão dos poluentes atmosféricos com o impacto na saúde, utilizando ferramentas já consolidadas. O intuito é possibilitar avaliações de impacto da poluição atmosférica na saúde em regiões que não possuem dados de monitoramento, e ainda a previsão de futuros impactos. Como estudo de caso, esta metodologia foi aplicada à cidade de Campinas, estado de São Paulo, Brasil. Dados de internações hospitalares por doenças respiratórias de 2007 a 2008, bem como dados da simulação numérica da dispersão de monóxido de carbono (CO) e material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MP₁₀) foram usados na análise de impacto por doenças respiratórias da poluição atmosférica em 2009. A simulação numérica da dispersão atmosférica de CO e MP₁₀ foi feita usando o modelo ISCST3 (*Industrial Source Complex, Short Term, 3ª geração*) desenvolvido pela U.S.EPA. Para validar a metodologia proposta, os resultados foram comparados com a avaliação de impacto feita usando dados de monitoramento da qualidade do ar. O modelo obtido utilizando dados de concentração provenientes da simulação esteve diferente do modelo para dados monitorados. Porém, pela análise de dispersão observou-se uma diferença nas concentrações monitoradas na estação de monitoramento da qualidade do ar de Campinas com os dados simulados devido à sua localização inadequada. Apesar desta diferença, a utilização das concentrações obtidas na simulação utilizando um 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. Conclui-se que a metodologia proposta tem ampla aplicação e pode dar início a uma nova linha de pesquisa na área de impacto da poluição atmosférica na saúde populacional.

1 INTRODUÇÃO

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.

De acordo com o exposto, o objetivo desta pesquisa é apresentar 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.

2 METODOLOGIA

2.1 Modelo de Dispersão de Poluentes Atmosféricos

Para simular a dispersão dos poluentes atmosféricos foi utilizado o software ISCST3 (*Industrial Source Complex, Short Term*, 3ª geração), desenvolvido pela US-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. Considerando N poluentes se dispersando, cada poluente deve, em cada instante, satisfazer a equação de transporte dada por (Seinfeld e Pandis, 2006):

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[(\bar{u}_j + u'_j) c_i \right] = D_i \frac{\partial^2 c_i}{\partial x_j \partial x_j} + R_i(c_1, L, c_N) + S_i(\mathbf{x}, t), \quad (1)$$

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 (1) representa o termo transiente, o segundo o termo convectivo e o terceiro o

termo difusivo.

O ISCST3 é um modelo que pode ser aplicado na determinação das concentrações de poluentes provenientes de uma grande variedade de fontes como: fontes industriais complexas, áreas urbanas ou rurais, terrenos planos ou elevados. Pode ainda considerar emissões contínuas, deposição seca e úmida, efeito de *building downwash* (efeitos ocasionados por obstáculos como edifícios, árvores, etc.), transformações químicas, transportes a distâncias de até 50 quilômetros, etc (Clemente, 2000).

As simulações realizadas utilizando o ISCST3 podem variar de acordo com a complexidade das informações implementadas no programa e dos resultados que se queira analisar, sendo que neste trabalho foram consideradas as seguintes informações:

- **Características da fonte:** Para fontes fixas (industriais) foram necessários valores quanto à localização, altura e diâmetro das chaminés; taxas de emissão, velocidade e temperatura de saída dos poluentes. As fontes móveis (veiculares) são consideradas neste modelo como fontes linhas e para tanto foi necessário conhecer as principais vias da região e construir um inventário das emissões veiculares, sendo ainda acrescentadas informações adicionais, como a diferença no fluxo de veículos de acordo com o horário do dia.

- **Dados meteorológicos:** O modelo requer dados meteorológicos horários da temperatura ambiente, velocidade e direção do vento, classe de estabilidade e altura de mistura.

- **Dados topográficos:** Mapa de relevo da região em estudo.

- **Receptores:** Necessário conhecer as coordenadas de cada um dos receptores, sendo que a elevação do terreno em cada um é calculada pelo próprio modelo quando da inserção dos dados topográficos.

2.2 Análise de Impacto

Para avaliar o impacto da poluição atmosférica na saúde humana foi utilizado o modelo linear generalizado (GLM) com regressão de Poisson.

O modelo de regressão de Poisson é um tipo específico dos GLM, onde objetivo é estimar os coeficientes de regressão β_i da Equação 2.

$$\ln(\mu) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + L + \beta_n x_n \quad (2)$$

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.

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; Tadano *et al.*, 2009).

- **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 respiratórias 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):

$$RR(x) = \frac{E(Y|x)}{E(Y|x=0)}. \quad (3)$$

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

$$RR(x) = e^{\beta x}. \quad (4)$$

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 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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.

2.3 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, 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.

3 ESTUDO DE CASO

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).

De acordo com os dados do Ministério da Saúde (Datusus, 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%, sendo que a porcentagem diminuiu de 2007 para 2008 e voltou a aumentar em 2009.

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.

A Figura 1 apresenta a contribuição das fontes industriais da região e veiculares dos municípios de Campinas e Paulínia para as emissões dos principais poluentes (NO_x , SO_2 , CO e MP_{10}) para o período de estudo (2007 a 2009). Após o levantamento das emissões industriais e veiculares da região, verifica-se que as emissões de CO são praticamente veiculares (99%) (Figura 1). 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 MP_{10} , a proporção é praticamente a mesma, exceto para 2007 que tem maior contribuição das emissões industriais, lembrando que a principal fonte de emissão de MP_{10} (ressuspensão) que equivale a aproximadamente 50% das emissões não está sendo considerada. Pela Figura 1, verifica-se ainda que as emissões de SO_2 são predominantemente industriais. Outro aspecto importante de se observar é que a contribuição das indústrias para as emissões de NO_x , SO_2 e MP_{10} diminuiu significativamente em 2008 e 2009, provavelmente indicando uma melhoria nas tecnologias das indústrias e consequente diminuição das emissões.

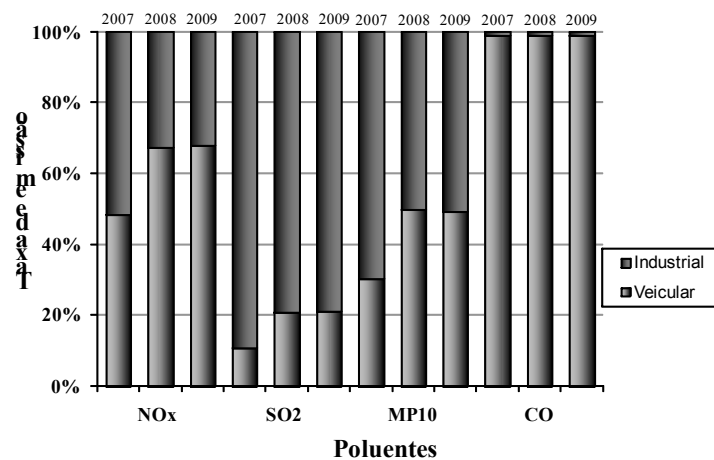


Figura 1 - Contribuição das Emissões Atmosféricas dos Municípios de Campinas e Paulínia por Tipo de Fonte (Veicular – Abaixo; Industrial – Acima) Para os Anos de 2007, 2008 e 2009.

4 RESULTADOS

Os resultados estão divididos em três etapas. Na primeira, foi realizada a simulação da dispersão de 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.

4.1 Avaliação da dispersão

Para validar a simulação de dispersão, os valores obtidos para CO e MP_{10} no período de

inverno de 2009 foram comparados com os dados anuais de monitoramento da Cetesb (2010), bem como com os padrões de qualidade do ar.

- **Monóxido de Carbono (CO):** Na Tabela 1 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. 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 de emissões veiculares.

	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.

Tabela 1- Concentrações Preditas e Medidas de CO na Estação Campinas.

- **Material Particulado Inalável (MP₁₀):** A Tabela 2 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 na estação de monitoramento Campinas.

	MP₁₀ predito (ISCST3⁽¹⁾)	MP₁₀ medido (Cetesb)
Máxima concentração da média diária ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	22	58
Concentração média do período ¹ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	12	30

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

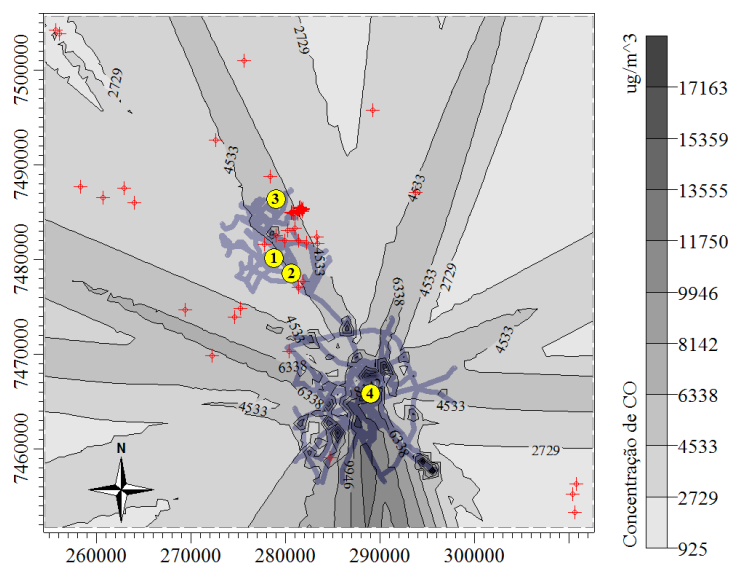
Tabela 2 - Concentrações Preditas e Medidas de MP₁₀ na Estação Campinas.

Conforme a Tabela 2, **Error! Reference source not found.** as concentrações de MP₁₀ simuladas estiveram muito abaixo das concentrações medidas. A diferença relativa entre as máximas concentrações médias diárias simulada e monitorada foi de 63%. Para as concentrações médias simuladas do período, essa diferença relativa foi 61%. 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. No caso da 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 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.

No intuito de avaliar a qualidade do ar da RMC, os dados simulados 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 (Cetesb, 2010b).

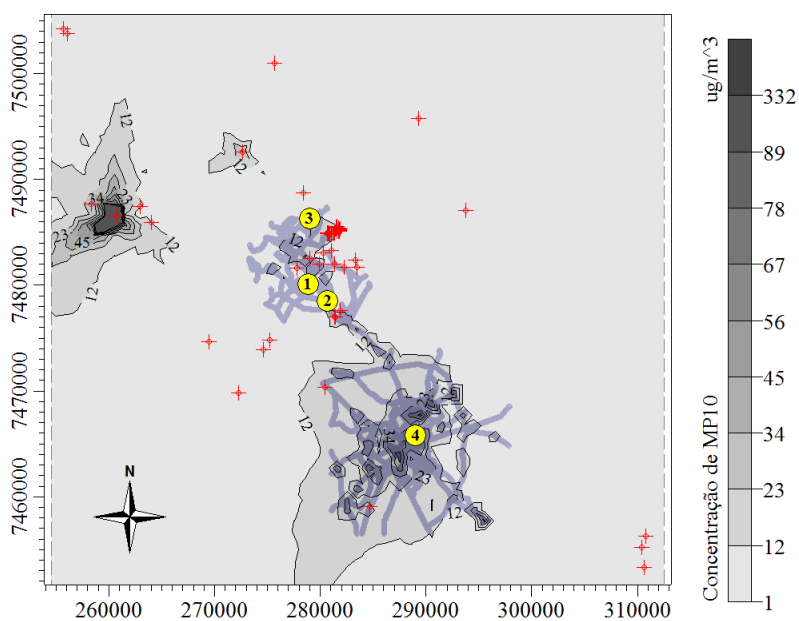
- **Monóxido de Carbono (CO):** O padrão primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração da média horária de CO é de 40.000 mg/m^3 . A Figura 2 apresenta os valores máximos das concentrações médias horárias de CO. Observa-se que os máximos ocorrem em torno de $17.160 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, 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.



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

Figura 2 - Valores das Máximas Concentrações das Médias Horárias de CO Para o Período Entre 21 de Junho e 22 Setembro de 2009.

- **Material Particulado Inalável (MP₁₀):** Os padrões primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração média diária de MP₁₀ são equivalentes a $150 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. A Figura 3 representa os valores máximos das concentrações médias diárias de MP₁₀, onde se observa que os máximos ocorrem em torno de $332 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, estando acima dos padrões primário e secundário de qualidade do ar. As concentrações máximas estão localizadas somente próximas a uma indústria grande emissora de MP₁₀. No restante da região, a distribuição das concentrações está no intervalo entre 1 e $23 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, com um pequeno aumento (até $56 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) próximo às fontes veiculares de Campinas, valores abaixo dos padrões de qualidade do ar.



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

Figura 3 - Valores das Máximas Concentrações das Médias Diárias de MP_{10} Para o Período Entre 21 de Junho e 22 de Setembro de 2009.

4.2 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. 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.

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 pesquisa foram realizadas análises da relação entre a concentração de CO e MP_{10} de um dia com o número de internações por problemas respiratórios até sete dias após a exposição.

Para analisar e estimar o impacto da concentração de CO e MP_{10} 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 foi obtido. A expressão que representa o risco relativo para CO é dada por:

$$RR = e^{(7,12 \times 10^{-5}) \times CO} \quad (2)$$

O risco relativo calculado a partir da Equação (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 4, 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.

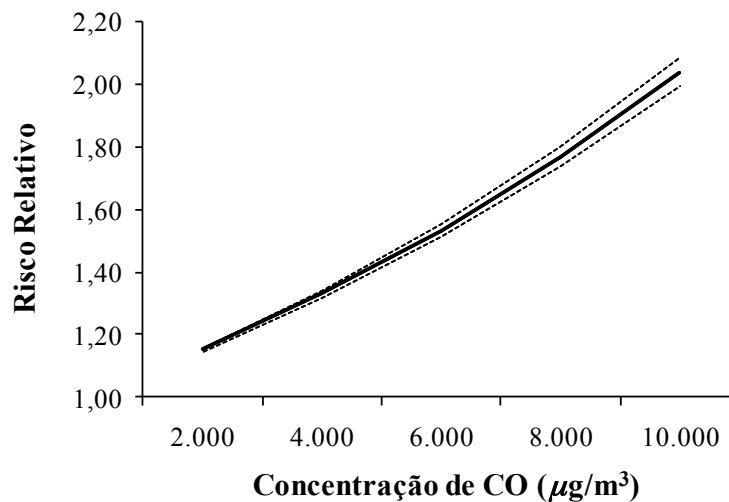


Figura 4 - Estimativa do Risco Relativo Para o Modelo Considerando o Impacto Sete Dias Após a Exposição em Função do Aumento na Concentração de CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) com Intervalo de Confiança de 95% (Linha Tracejada).

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

$$\text{RR} = e^{(1,25 \times 10^{-3}) \times \text{MP}_{10}} \quad (7)$$

O risco relativo calculado a partir da Equação (7) 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. 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.

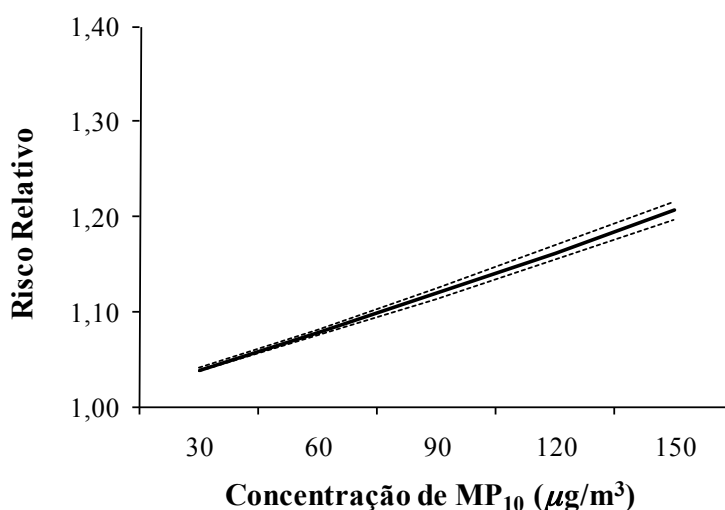


Figura 5 - Estimativa do Risco Relativo Para o Modelo Considerando o Impacto Sete Dias Após a Exposição em Função do Aumento na Concentração de MP₁₀ (µg/m³) com Intervalo de Confiança de 95% (Linha Tracejada).

4.3 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.

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 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.

O primeiro passo foi simular a dispersão de CO para um receptor polar que cobre Campinas. As concentrações diárias médias simuladas foram utilizadas diretamente como dados de entrada do modelo de impacto no lugar dos dados monitorados. Os dados de concentração foram comparados conforme a Tabela 3. Os resultados indicam que a correlação linear entre os dados monitorados (CO_{mon}) e simulados (CO_{rp}) foi baixa, 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. 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.

Concentração (µg/m ³)	CO _{mon}	CO _{rp}
Mínimo	516,60	47,51
Máximo	4.772,40	4.395,32
Média	1.470,05	600,02
Correlação com CO _{mon}	-	0,31

CO_{mon}: concentração de CO monitorada;

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

Tabela 3 - Comparação Entre as Concentrações de CO Monitoradas e as Simuladas de 2007 a 2008.

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 análises (monitorado, simulado para receptor 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 estão apresentados na Tabela 4.

De acordo com a estatística χ^2 , nenhum modelo apresentou $\chi_{\text{cal}}^2 < \chi_{\text{tab}}^2$, porém a comparação foi realizada para o χ_{tab}^2 com 700 graus de liberdade. Considerando que o valor de χ_{tab}^2 aumenta conforme aumenta o número de graus de liberdade, pode-se dizer que os modelos para o efeito sete dias após a exposição se ajustaram bem aos dados.

Lag	χ_{cal}^2
0	777,46
1	774,75
2	775,51
3	774,99
4	774,84
5	774,30
6	774,36
7	770,83

Tabela 4 - Avaliação de Ajuste Para as Análises do Impacto de CO Simulado do Mesmo Dia Até Sete Dias Após a Exposição (Lag).

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 na Tabela 5, que apresenta os valores para os modelos de CO_{rp}. Os coeficientes de regressão não estiveram estatisticamente significativos para um nível de significância de 0,10 ou 0,05, porém o modelo com maior valor de τ foi para o efeito sete dias após a exposição, em que o coeficiente é significativo para um nível de significância entre 0,25 e 0,10.

Lag	AIC	β	ϵ	Valor- τ
0	4.104	$9,22 \times 10^{-07}$	$3,38 \times 10^{-05}$	0,03
1	4.097	$-4,08 \times 10^{-05}$	$3,55 \times 10^{-05}$	-1,15
2	4.093	$-1,36 \times 10^{-05}$	$3,41 \times 10^{-05}$	-0,40
3	4.089	$-3,24 \times 10^{-06}$	$3,36 \times 10^{-05}$	-0,10
4	4.084	$1,95 \times 10^{-06}$	$3,44 \times 10^{-05}$	0,06
5	4.079	$-2,62 \times 10^{-05}$	$3,60 \times 10^{-05}$	-0,73
6	4.074	$-7,09 \times 10^{-06}$	$3,44 \times 10^{-05}$	-0,21
7	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.

Tabela 5 - Resultados das Análises Para o Impacto de CO Simulados do Mesmo Dia Até Sete Dias Após a Exposição (Lag).

A Tabela 6 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 utilizando dados monitorados (CO_{mon}) e dados simulados 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.

	$\beta \times 10^{-05}$	$\varepsilon \times 10^{-05}$	Valor- τ
CO_{mon}	7,12	3,03	2,35
CO_{rp}	5,09	3,23	1,58

Tabela 6 - Resultados do Modelo de Impacto Para CO Simulado e Monitorado.

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 6). Neste gráfico, observa-se que uma diferença entre o modelo para dados monitorados com o simulado no receptor polar. Desta forma, pode-se concluir que o modelo de impacto baseado em dados de concentração simulados esteve diferente do modelo com dados de monitoramento. 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.

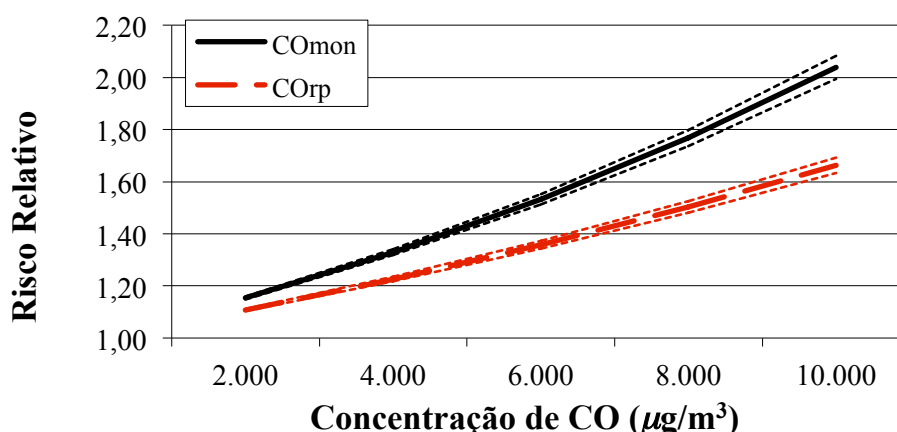


Figura 6 - Risco Relativo em Função da Concentração de CO Para o Modelo Simulado no Receptor Polar (CO_{rp}) e Monitorado (CO_{mon}) com seus Respectivos Intervalos de Confiança de 95%.

5 CONCLUSÕES

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.

REFERENCES

- Amorim, J.H. Modelação do escoamento e da dispersão de poluentes atmosféricos em áreas urbanas. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal. 2003. 130p.
- 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*, 38(5):695-700, 2004.
- 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*, 17(3):273-278, 1997.
- 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*, 37:5197-5205, 2003.
- 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*, 31:106-113, 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.
- 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*, 23(1):65-84, 2002.
- 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. 2010.
- 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.

- 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). *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.
- Dobson, A.J.; Barnett, A.G. *An introduction to generalized linear models*. Third edition. Florida, USA: Chapman & Hall, 2008. 320p.
- Everitt, B.S. *Modern medical statistics*. New York, USA: Oxford University Press Inc. 2003. 235p.
- 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*, 38(6):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*, 162:1383-1390, 2000.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 16 de agosto de 2011.
- 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*, 36:1063-1075, 2002.
- 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.
- 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*, 36(1):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.
- 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.

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.

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.

Tadano, Y.S. *Análise do impacto de MP_{10} 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*, 12(2):241-255, 2009.