

MODELOS LINEARES APLICADOS À ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO (PM₁₀) NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, RJ

GUSTAVO BASTOS LYRA¹, MELISSA ODA-SOUZA², DENISE NUNES VIOLA³,

¹Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica, RJ, Brasil

²Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Cruz das Almas, BA, Brasil

³Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, BA, Brasil

gblyra@gmail.com, melissa.oda@gmail.com, deniseviola@gmail.com

Recebido Setembro 2009 – Aceito Janeiro 2011

RESUMO

Regressão linear múltipla foi aplicada para ajustar dois modelos à concentração média de 24 h do material particulado com diâmetro inferior a 10 µm (PM₁₀). As variáveis explanatórias no primeiro modelo (M1) foram os elementos meteorológicos (temperatura e umidade do ar, precipitação pluvial, velocidade do vento e pressão atmosférica) e o índice de direção do vento (IDV). No segundo (M2), além dos elementos meteorológicos e do IDV, foi incluído como variável explanatória, a concentração de PM₁₀ do dia anterior (PM_{10,i-1}). Para a seleção das variáveis explanatórias a serem incluídas no modelo, utilizou-se a técnica *stepwise*. Medidas da concentração de PM₁₀ e dos elementos meteorológicos foram realizadas entre 01/05/02 e 31/08/03 em São Cristóvão (22° 53' S; 43° 13' W e 24 m) na cidade do Rio de Janeiro. O coeficiente de determinação (r^2) para o ajuste dos modelos foi razoável, sendo que o modelo M2 ($r^2 = 0,557$) mostrou ajuste superior ao modelo M1 ($r^2 = 0,334$). Os elementos meteorológicos tiveram correlação negativa com PM₁₀, com exceção do índice de direção do vento, que da mesma forma de PM_{10,i-1}, apresentou correlação positiva. A umidade relativa do ar e a precipitação pluvial mostraram-se os elementos meteorológicos mais significativos nos modelos. Contudo, quando PM_{10,i-1} é considerada, esta variável se mostrou a mais significativa no modelo. Independente do modelo, a inclusão da temperatura do ar não foi significativa ($p > 0,05$). O modelo M2 teve concordância entre os valores estimados e observados e precisão superior ao modelo M1. Em termos de previsão da qualidade do ar, os modelos mostraram resultados satisfatórios, sobressaindo-se o modelo M2.

Palavras-chaves: Partículas inaláveis; modelo de regressão linear múltipla; qualidade do ar urbano.

ABSTRACT: LINEAR MODELS APPLIED TO THE ASSESSMENT OF DAILY CONCENTRATION OF PARTICULATE MATTER (PM₁₀) IN RIO DE JANEIRO CITY, RJ, BRAZIL

Multiple linear regression was used to fit two models to the daily average concentration of particulate matter with diameter lower than 10 µm (PM₁₀). The explanatory variables in the first model (M1) were the weather variables (air temperature, relative humidity, rainfall, wind speed and atmospheric pressure) and wind direction index (WDI). The second model (M2) used the same variables as the M1 model plus the concentration of PM₁₀ in the previous day (PM_{10,i-1}). The stepwise technique was used for the selection of the explanatory variable. Measurements of PM₁₀ concentration were made between 05/01/2002 and 08/31/2003 in the city of Rio de Janeiro, RJ, Brazil. The regression coefficient (r^2) for the models fitting was satisfactory, with better results for model M2 ($r^2 = 0.557$) compared to model M1 ($r^2 = 0.334$). The weather variables presented negative correlation with PM₁₀, with the exception of the wind direction index, which, similarly to PM_{10,i-1}, had positive correlation. The air relative humidity and the rainfall were the most significant weather variables in the models. However, PM_{10,i-1} was the most significant variable, when included in the model. The air temperature was

statistically not significant ($p > 0.05$) for both models. M2 model showed an agreement between the estimated and observed values and a better precision than M1 model. In terms of air quality forecast, both models presented satisfactory results, but model M2 was superior.

Keywords: Particulate matter; linear regression model; urban pollution.

1. INTRODUÇÃO

A cidade do Rio de Janeiro apresenta elevada variação espaço-temporal nas condições de qualidade do ar, que é função da sua complexa topografia e um padrão peculiar de circulação atmosférica de meso-escala (SMAC, 1997). A circulação de meso-escala na cidade é influenciada, sobretudo, pelas brisas marítimas e terrestres. Algumas de suas áreas são consideradas prioritárias no monitoramento e nas ações de melhoria da qualidade do ar por excederem freqüentemente os limites diários de qualidade, definidos na resolução nº 03/90 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1990). Dentre estas áreas destaca-se a Bacia Aérea III, que compreende parte da zona norte deste município e alguns municípios da Baixada Fluminense (World Bank, 1996).

A maior parcela do material particulado urbano é originada pela queima de combustível, por processos industriais, pela névoa salina e ressuspensão do solo (Castanho, 1999, Freitas e Solci, 2009). Sua taxa de dispersão é função das condições meteorológicas e da topografia local. Enquanto, os efeitos adversos à saúde humana dependem de suas propriedades físico-químicas, diâmetro médio e tempo de exposição. O principal efeito é irritação no sistema respiratório, devido principalmente, às partículas de diâmetro aerodinâmico inferior a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}). O PM_{10} transforma quimicamente os poluentes iniciais em substâncias mais nocivas, e atua como vetor de microrganismos, substâncias orgânicas e cancerígenas.

Estimativas das concentrações e valores extremos de PM_{10} permitem avaliar os padrões de qualidade do ar e possíveis ações de proteção à população, particularmente em eventos extremos (Chaloulakou et al., 2003a; Goyal et al., 2006). Modelos estatísticos (regressão linear múltipla, redes neurais, entre outros) para estimativa da concentração diária de poluentes atmosféricos são amplamente utilizados por agências de monitoramento da qualidade do ar por sua simplicidade, praticidade e acurácia (Stadlober et al., 2008). Estes modelos relacionam as condições meteorológicas e, ou fontes de poluição com as concentrações dos poluentes e proporcionam estimativas satisfatórias com número reduzido de variáveis de entrada (Comrie e Diem, 1999; Chaloulakou et al., 2003a; Kukkonen et al., 2003; Goyal et al., 2006; Stadlober et al., 2008; Demuzere et al., 2009). A aplicação de modelos lineares permite também avaliar a relação dos elementos meteorológicos com as condições de qualidade do ar (Chaloulakou et al., 2003a; Goyal et al., 2006; Demuzere et al., 2009).

Os objetivos do presente trabalho foram ajustar e estimar a concentração do material particulado, com diâmetro inferior a $10 \mu\text{m}$, em função das condições meteorológicas utilizando modelos de regressão linear múltipla, e avaliar a influência dos elementos meteorológicos na estimativa da concentração de PM_{10} na cidade do Rio de Janeiro, RJ.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Concentração do material particulado com diâmetro inferior a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10})

Concentrações de material particulado com diâmetro inferior a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10} , $\mu\text{g m}^{-3}$), para o período de 01/05/2002 a 31/08/2003, foram obtidas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC) do Rio de Janeiro, RJ. As medidas de PM_{10} foram feitas na Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar (EMQAR), no bairro de São Cristóvão ($22^\circ 53' \text{ S}$; $43^\circ 13' \text{ W}$ e 24 m).

A concentração de PM_{10} foi determinada por atenuação mássica da radiação Beta (BAM 1020, MET ONE, Grants Pass, OR), método homologado pela agência de proteção ambiental norte-americana (EPA – *Environmental Protection Agency*) e aceito pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) como equivalente. Amostras de ar foram levadas ao medidor, através de um circuito pneumático, a um fluxo de $16,6 \text{ L min}^{-1}$. O cabeçote de amostragem estava a 4,5 m de altura acima da superfície. As medidas de PM_{10} foram feitas em intervalos de 10 minutos com auxílio de um *datalogger* (9400DAS, ECOTECH, Blackburn, VI). As médias de 24 h foram calculadas como as médias aritméticas dos valores de 10 min, entre às 15:00 h (horário local) do dia analisado e o mesmo horário do dia anterior. Dias com menos de dois terços das medições válidas foram excluídos das análises.

2.2 Medidas meteorológicas

No mesmo período das medidas de PM_{10} , uma Estação Meteorológica Automática (EMA) (S-1000, Squitter Electronics Inc., Deerfield Beach, USA), em intervalos de 15 min, mediu os seguintes elementos meteorológicos: Velocidade (VV, m s^{-1}) e direção (DV, $^\circ$) do vento, temperatura (T, $^\circ\text{C}$) e umidade relativa (UR, %) do ar, pressão atmosférica (P_{atm} , hPa) e precipitação pluvial (P, mm). A EMA estava instalada na Fundação Instituto de Geotécnica (Georio) ($22^\circ 53' \text{ S}$; $43^\circ 13' \text{ W}$ e 25 m). As médias

de 24 h desses elementos foram determinadas para o mesmo intervalo diário considerado no cálculo da média de PM₁₀. No caso da precipitação foi utilizado o acumulado observado no intervalo.

A direção do vento recebeu um tratamento vetorial para se determinar a direção resultante em 24 h. O vento foi decomposto em seus componentes zonal (*u*) e meridional (*v*) pelas seguintes relações:

$$u = -VV \text{ sen}DV_r \tag{1}$$

$$v = -VV \text{ cos}DV_r \tag{2}$$

A direção resultante (DV_r, °) foi então determinada como:

$$DV_r = \arctan\left(\frac{\sum_{i=1}^n u_i}{\sum_{i=1}^n v_i}\right) \tag{3}$$

em que, o termo sub-escrito *i* representada *i*-ésima observação.

Devido à descontinuidade de DV_r no ângulo de 360°, aplicou-se nas análises o índice de direção do vento (IDV). O IDV é uma transformação aritmética que expressa a direção do vento resultante como função contínua (Chaloulakou et al., 2003a):

$$IDV = 1 + \text{sen}(DV_r - \varphi) \tag{4}$$

em que, DV_r é a direção do vento (rad), com o norte correspondendo a 0.

O termo φ foi estimado pela plotagem da média da concentração de PM₁₀ para as 16 principais classes de direções do vento. Assumiu-se que a direção correspondente à máxima média da concentração de PM₁₀ maximiza a função. A maximização da função IDV foi feita por método iterativo, variando φ até que os valores máximos de IDV coincidissem com a direção da máxima concentração média do PM₁₀. No presente caso, a função do índice de vento mostrou valor máximo de 2, quando $\theta = 0,375\pi$, ou seja, $\varphi = 1,875\pi$ (Figura 1).

2.3 Modelagem estatística

Para o estudo da relação entre a variável resposta (PM₁₀) e as variáveis explanatórias (VV, IDV, T, UR, P_{atm} e P) foram utilizados dois modelos de regressão linear múltipla. O primeiro modelo (M1) foi definido por:

$$PM_{10,i} = b_0 + b_1IDV_i + b_2VV_i + b_3T_i + b_4P_{atm,i} + b_5UR_i + b_6P_i + \varepsilon_i \tag{5}$$

em que, PM_{10,i}, IDV_i, VV_i, T_i, P_{atm,i}, UR_i e P_i são os *i*-ésimos (*i* = 1,2,...,n) valores observados das respectivas variáveis; b₀, b₁, b₂, b₃, b₄, b₅ e b₆ são coeficientes a serem estimados e ε_i é o erro aleatório, suposto independente e com distribuição normal de média zero e variância constante.

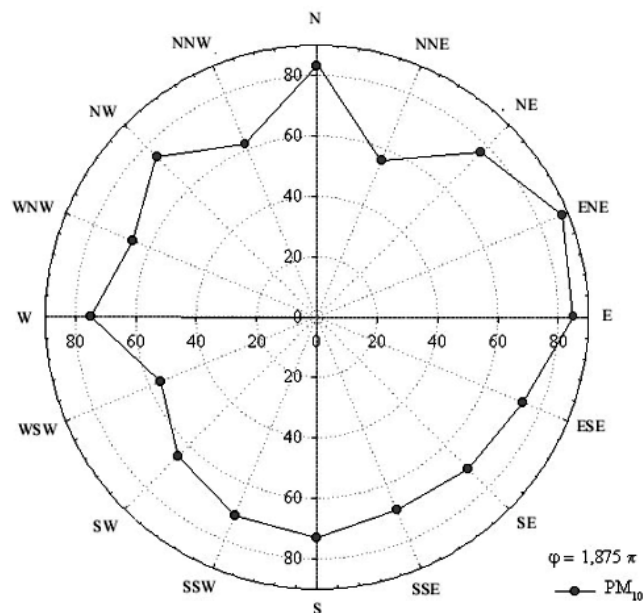


Figura 1. Média das concentrações de material particulado ((PM₁₀, µg m⁻³) em função da direção do vento resultante nas 16 principais classes de direção.

De acordo com Chaloulakou et al. (2003b), há persistência nas concentrações dos poluentes atmosféricos favorecida pelas condições sinóticas e topográficas do local. Em função disso, aplicou-se um modelo alternativo (M2), como sugerido por Chaloulakou et al. (2003a), em que se adiciona ao modelo anterior (Equação 5), a variável PM₁₀ do dia anterior (PM_{10,i-1}, µg m⁻³), isto é:

$$PM_{10,i} = b_0 + b_1IDV_i + b_2VV_i + b_3T_i + b_4P_{atm,i} + b_5UR_i + b_6P_i + b_7PM_{10,i-1} + \varepsilon_i \tag{6}$$

As verificações de quais variáveis são importantes para explicar o modelo e, portanto, devem ser mantidas nos modelos propostos, foram feitas utilizando-se a técnica *stepwise*. Esta técnica consiste em se iniciar o ajuste de um modelo reduzido, e iterativamente construir uma seqüência de modelos de regressão, incluindo ou excluindo as variáveis, uma a uma. O critério de inclusão ou exclusão das variáveis foi baseado no teste F parcial ($p < 0,05$).

Antecedendo a análise de regressão, foi realizada uma análise exploratória descritiva dos dados, com o objetivo de observar as suas características pertencentes à distribuição normal e homogeneidade. Na ausência destes pressupostos, os dados foram transformados pelo método potência ótima de Box-Cox (Box e Cox, 1964). Esse método depende diretamente de um parâmetro λ , que é o coeficiente de transformação dos dados. Na prática, para um conjunto de dados, obtém-se um intervalo de confiança para λ que, caso inclua o valor um, indica que a transformação dos dados não é necessária.

2.4 Critério de avaliação

Foram excluídas aleatoriamente do ajuste dos modelos 60 observações da série, sendo essas observações utilizadas posteriormente nas avaliações dos modelos. Os testes foram realizados como sugerido por Willmott (1981) e utilizados em outros estudos de poluição atmosférica (Comrie e Diem, 1999; Chaloulakou et al., 2003a; Demuzere et al., 2009).

Willmott (1981) recomenda que não sejam utilizados na comparação de modelos o coeficiente de correlação de Pearson (r) nem o coeficiente de determinação (r^2), por estes serem função do número de dados avaliados. O autor sugere a utilização de um índice de concordância (d), que quantifica o grau de concordância com que a variável observada é estimada pelas variáveis simuladas. Este índice varia de 0 a 1, em que 0 indica nenhuma concordância entre as observações e os valores estimados e 1 indica concordância perfeita entre as variáveis. Além deste, utilizou-se a raiz do quadrado médio do erro (RQME) e a proporção entre os componentes sistemático (QME_s) e não sistemático (QME_p) do quadrado médio do erro (QME) (Willmott, 1981).

Avaliou-se a eficiência dos modelos em prever a qualidade do ar em função de PM_{10} , segundo a resolução CONAMA nº 03/90 (CONAMA, 1990). A resolução nº 03/90 define qualidade do ar BOA, quando os valores da média aritmética de 24 h da concentração de PM_{10} não ultrapassam $50 \mu g m^{-3}$, e que a partir desse valor até $150 \mu g m^{-3}$ a qualidade é considerada REGULAR. A qualidade do ar pode ainda ser classificada como INADEQUADA, MÁ, PÉSSIMA ou CRÍTICA. Porém, como dos valores utilizados para teste apenas dois ultrapassaram $150 \mu g m^{-3}$ (INADEQUADA), avaliou-se apenas a eficiência dos modelos em prever as duas primeiras classificações (BOA ou REGULAR). Para isso, aplicaram-se os índices apresentados por Wilks (1995): Probabilidade de Detecção (POD) determinada pelo quociente entre as previsões corretas da qualidade do ar REGULAR sobre o total de eventos REGULAR; Razão de Alarme Falso (RAF) calculada como a razão entre as previsões falsas pelo total de previsões corretas,

Tabela 1. Índices probabilidade de detecção (POD), razão de falso alarme (RFA) e escore de ameaças (EA).

ÍNDICE	Equação*
POD	$A/(A + B)$
RFA	$C/(C + A)$
EA	$A/(A + B + C)$

* A – número de eventos de qualidade regular observado e estimado, B – número de eventos da qualidade regular observado mais não estimado, C – número de eventos da qualidade regular estimado mais não observado.

sendo o valor de RAF igual a zero o ideal e Escore de Ameaças (EA) que representa a relação entre as previsões corretas da qualidade do ar pelo total potencial de eventos REGULAR (Tabela 1).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ajuste dos modelos

Pela análise de regressão, a variável mais significativa no modelo M1 (Equação 5) foi a umidade relativa do ar, que explicou 22,6% da variação na concentração de PM_{10} , seguida da precipitação pluvial. Nesse modelo, o índice de direção do vento foi a variável menos significativa estatisticamente, sendo a temperatura do ar excluída (Tabela 2). O coeficiente de determinação (r^2) para o ajuste do modelo M1 foi de 0,334 (passo cinco do *stepwise*).

A amplitude da concentração média de PM_{10} em função da direção do vento (Figura 1) foi de aproximadamente $32 \mu g m^{-3}$ ($56 - 88 \mu g m^{-3}$), sendo que na maior parte das classes de direções do vento (10 classes, 62,5 %) avaliadas (Figura 1) a diferença foi menor ($17 \mu g m^{-3}$). Essa amplitude representou em torno de 19 % da maior concentração observada, sendo inferior a metade do coeficiente de variação (42 %) das observações de PM_{10} . Devido a essa baixa amplitude de variação das concentrações observadas em função da direção do vento, o IDV foi um dos elementos menos significativos no modelo.

Quando considerada a concentração de material particulado do dia anterior, que foi o caso do modelo M2 (Equação 6), esta variável se mostrou a mais significativa e explicou 37,4% da variação de PM_{10} . Esse resultado indicou que houve persistência nas concentrações de PM_{10} , favorecidas, principalmente, pelas condições sinóticas e topográficas da região em estudo (Chaloulakou et al., 2003b). A inclusão de $PM_{10,i-1}$ resultou em r^2 final de 0,557 (passo seis) para o ajuste do modelo M2, sendo superior ao de M1. Porém, houve alteração na ordem de inclusão dos elementos meteorológicos, sendo similar a do modelo M1 até o passo quatro, a partir desse, IDV foi incluída antes de P_{atm} . De modo similar ao modelo M1, a T foi excluída do modelo M2.

Os valores apresentados na literatura para r^2 de modelos ajustados por regressão linear múltipla, para estimativa da concentração de poluentes atmosféricos, variam em função do tipo e número de variáveis consideradas, topografia do local, escala de tempo e da época do ano analisada, o que dificultou a comparação direta com esses modelos. Kukkonen et al. (2003) avaliaram o ajuste das concentrações horárias de PM_{10} em função dos elementos meteorológicos e de variáveis temporais (dia, hora) na cidade de Helsinque, na Finlândia. Os valores de

r^2 para os modelos ajustados por esses autores foram inferiores aos determinados no presente trabalho e entre 0,20 e 0,24. Resultados similares foram obtidos por Demuzere et al. (2009) para o ajuste de modelos lineares múltiplos da concentração diária de PM_{10} em função dos elementos meteorológicos (velocidade e direção do vento, temperatura e umidade relativa do ar, precipitação pluvial e pressão atmosférica) do dia e do dia anterior à análise de quatro sítios rurais na Holanda, com r^2 de 0,25, e por Goyal et al. (2006) para o ajuste de modelos para estimativas das concentrações de PM_{10} em Nova Delhi ($r^2 = 0,58$), na Índia, e em Hong Kong ($r^2 = 0,31$), considerando apenas os elementos meteorológicos (temperatura e umidade relativa do ar, radiação solar e velocidade do vento) do dia avaliado.

Chaloulaku et al. (2003a) aplicaram a análise de regressão (*stepwise*) para estimar a média diária de PM_{10} em Atenas, Grécia. Os autores observaram maior influência da velocidade do vento na concentração de PM_{10} . Esses resultados contrariam o determinado no presente trabalho. Entretanto, a direção do vento foi a menos significativa, similar ao observado para o modelo M1. Quando incluído $PM_{10,i-1}$ no modelo avaliado pelos referidos autores, esta variável se mostrou a mais significativa, contudo a ordem de inserção dos elementos meteorológicos também foi alterada, como observada no presente trabalho. Os valores de r^2 determinados para o ajuste dos modelos foram de 0,44, quando considerados apenas os elementos meteorológicos e de 0,654, quando incluído ao modelo o $PM_{10,i-1}$.

Baseado no ajuste de modelos lineares (*stepwise*) para estimativa de PM_{10} em função dos elementos meteorológicos (temperatura do ar, velocidade do vento e ocorrência de chuva), de variáveis temporais (dia da semana), sazonais (mês) e da concentração de $PM_{10,i-1}$ para três localidades nos Alpes Austríacos, Stadlober et al. (2008) também observaram que o PM_{10} , do dia anterior, foi elemento mais significativo em um

modelo, e o segundo mais significativo nos outros dois modelos avaliados. Os coeficientes de determinação desses modelos foram superiores a 0,548.

Os valores superiores de r^2 encontrados por Chaloulaku et al. (2003a) e Stadlober et al. (2008), com relação aos determinados no presente trabalho, são justificados pela inclusão do dia da semana, ou também do mês, no caso de Stadlober et al. (2008), como variável explanatória do modelo. A inclusão do dia da semana relaciona indiretamente a variação semanal do fluxo de veículos com as emissões de PM_{10} , enquanto o mês é indicador da variabilidade sazonal do clima. Chaloulaku et al. (2003a) consideraram os dias da semana (segunda a sexta) como um e os de final de semana (sábado e domingo) zero, enquanto Stadlober et al. (2008) consideraram zero ou um, respectivamente, para a ocorrência ou não de sábado ou domingo, avaliados cada um como uma variável explanatória independente. Ou seja, se o dia foi sábado (domingo), a variável explanatória relacionada a sábado (domingo) recebeu o valor um, enquanto que a variável que representava domingo (sábado) recebeu zero. No caso de dia da semana as duas variáveis receberam zero, assim, diferenciou-se dia da semana e final de semana (sábado ou domingo).

Apesar das principais fontes do particulado no município do Rio de Janeiro serem a ressuspensão do solo, pelo vento ou tráfego veicular, e a queima de combustível fóssil, além da tendência de diminuição do PM_{10} nos finais de semana e aumento gradativo durante a semana, com máximo na sexta-feira, independente da época do ano (Figura 2), não se incluiu uma variável para quantificar a relação de PM_{10} com o tráfego veicular. Optou-se por não considerar as abordagens de Chaloulaku et al. (2003a) ou Stadlober et al. (2008), por considerarem que as concentrações de PM_{10} só diferem entre dia da semana ou final de semana, o que não foi observado para as condições do presente estudo.

Tabela 2. Resumo da análise de regressão linear múltipla (*stepwise*) aplicada à concentração de material particulado (PM_{10}) para os modelos 1 e 2, com os respectivos passos.

Passo	Modelo 1		Modelo 2	
	Variáveis	R ²	Variáveis	R ²
1	UR	0,2255	$PM_{10\ n-1}$	0,3737
2	UR, P	0,2694	$PM_{10\ n-1}$, UR	0,4779
3	UR, P, VV	0,2934	$PM_{10\ n-1}$, UR, P	0,5121
4	UR, P, VV, P _{atm}	0,3178	$PM_{10\ n-1}$, UR, P, VV,	0,5291
5	UR, P, VV, P _{atm} , WDI	0,3340	$PM_{10\ n-1}$, UR, P, VV, WDI	0,5490
6	_____		$PM_{10\ n-1}$, UR, P, VV, WDI, P _{atm}	0,5569

O modelo M1 apresentou coeficientes para os elementos meteorológicos com valores negativos (Tabela 3), com exceção de IDV, que da mesma forma do intercepto (b_0) mostrou valor positivo. Os coeficientes negativos indicam correlação inversa entre os elementos meteorológicos UR, P, VV e P_{atm} e a concentração de PM_{10} , ou seja, o aumento (diminuição) nos valores destes elementos proporcionou diminuição (aumento) nas concentrações de PM_{10} . Enquanto, o aumento (diminuição) do IDV resultou em aumento (diminuição) nas concentrações. Já o modelo M2 mostrou a mesma tendência para os elementos meteorológicos, sendo o sinal do coeficiente de $PM_{10,i-1}$ positivo, e dessa forma, correlação diretamente proporcional à concentração de material particulado. Assim, espera-se que as condições sinóticas e topográficas locais influenciem na variação do PM_{10} para o sítio em estudo.

Resultados similares para a precipitação pluvial foram observados por Vardoulakis e Kassomenos (2008) e Demuzere et al. (2009); para umidade relativa por Goyal et al. (2006) e Vardoulakis e Kassomenos (2008) e; para a velocidade do vento por Goyal et al. (2006), Vardoulakis e Kassomenos (2008), Stadlober et al. (2008) e Demuzere et al. (2009), todos obtiveram coeficientes de regressão negativos para esses elementos meteorológicos, enquanto para a concentração de PM_{10} do dia anterior, coeficiente positivo foi obtido por Stadlober et al. (2008) e Demuzere et al. (2009).

O material particulado pode atuar como núcleo de condensação (Castanho, 1999; Freitas e Solci, 2009), e assim influenciar no regime de precipitação pluvial local. Associada a propriedade do PM_{10} de atuar como núcleo de condensação, a UR pode ser indicador da magnitude do processo de ressuspensão do solo (Vardoulakis e Kassomenos, 2008), uma

Tabela 3. Coeficientes estimados pela análise de regressão linear múltipla (stepwise) para os modelos 1 (b_0 a b_6) e 2 (b_0 a b_7). Os valores entre parêntese são o erro padrão de estimativa para cada coeficiente.

Intercepto (b_0)	6,5384 (\pm 1,0059)	4,8496 (\pm 1,0643)
b_1	0,0254 (\pm 0,0080)	0,0338 (\pm 0,0085)
b_2	-0,0355 (\pm 0,0068)	-0,0370 (\pm 0,0072)
b_3	ns ^{***}	ns ^{***}
b_4	-0,0036 (\pm 0,0010)	-0,0029 (\pm 0,0011)
b_5	-0,0053 (\pm ,0006)	-0,0046 (\pm 0,0007)
b_6	-0,0043 (\pm ,0081)	-0,0047 (\pm 0,0009)
b_7	—	0,0030 (\pm 0,0002)

*Dados transformados pelo Método da Potência Ótima de Box-Cox em $\lambda = -0,25$

**Dados transformados pelo Método da Potência Ótima de Box-Cox em $\lambda = 0,00$

***ns – não significativo ($P < 0,05$)

das principais fontes de particulado para atmosfera na cidade do Rio de Janeiro. Dias secos (úmidos) estão relacionados à baixa (alta) umidade, sendo que nesses dias a tendência é de aumento (diminuição) da contribuição da ressuspensão do solo para o particulado atmosférico, particularmente em dias com elevadas (baixas) velocidades do vento (Vardoulakis e Kassomenos, 2008). No caso de baixos valores de UR, pode ainda indicar períodos sem eventos de precipitação pluvial.

A umidade apresentou coeficiente de correlação de Pearson significativo (0,35) em relação à magnitude dos eventos de precipitação pluvial. Ou seja, a variabilidade da UR é indicador dos processos entre precipitação pluvial e a concentração do

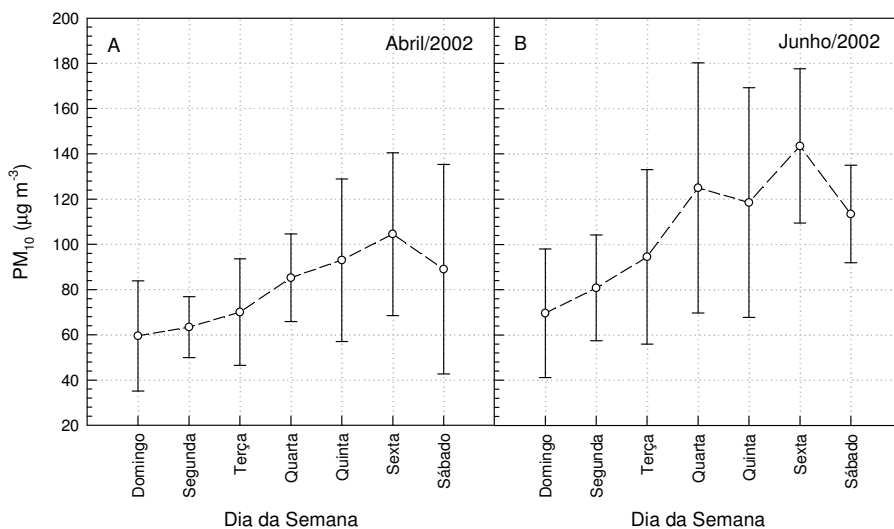


Figura 2. Variação média diária (O) e desvio padrão (|) da concentração de material particulado (PM_{10}) durante a semana para a estação de qualidade do ar de São Cristóvão nos meses de abril (A) e junho (B) de 2002.

PM₁₀ e descritos no parágrafo a seguir. Essas relações sugerem correlação negativa entre UR e PM₁₀, coerente com o sinal negativo do seu coeficiente ajustado pelo modelo linear.

No caso da precipitação, o coeficiente negativo nos modelos se deve ao processo de deposição úmida e a atenuação da ressuspensão do solo. Pelo processo de deposição úmida a concentração do particulado da atmosfera tende a diminuir, ou seja, durante eventos de chuva ocorre diminuição do PM₁₀, enquanto que o solo úmido dificulta a ressuspensão do particulado do solo (Vardoulakis e Kassomenos, 2008; Freitas e Solci, 2009), e dessa forma, padrão coerente com o predito pelos modelos.

Pelos resultados obtidos pelos modelos, com o aumento da velocidade do vento espera-se maior taxa dispersão de PM₁₀. Esse resultado está associado ao aumento da dispersão do particulado com o aumento da velocidade do vento. Já para IDV, a transformação aritmética maximiza a função para os valores de PM₁₀, assim é de se esperar que à medida que IDV aumente, ocorra o mesmo com a concentração de PM₁₀, sendo o inverso verdadeiro.

3.2 Teste dos Modelos

A concentração média observada dos valores de PM₁₀, usados na avaliação dos modelos, foi de 77 µg m⁻³, enquanto as médias dos valores estimados foram 70 (modelo M1) e 72 µg m⁻³ (modelo M2) (Tabela 4). As diferenças entre o valor médio observado e os estimados foram de -7 e -5 µg m⁻³ para os modelos M1 e M2, respectivamente, ou seja, de forma geral houve subestimativa dos modelos em torno de 9,1% (modelo M1) e 6,5% (modelo M2) das verificações dos modelos. Os desvios padrão dos valores estimados foram inferiores aos dos valores observados, o que indicou falha dos modelos em representar na sua totalidade a variabilidade dos dados medidos. Isto acontece por causa da tentativa dos modelos em aproximar uma tendência média (Chaloulakou et al., 2003a).

A raiz do quadrado médio dos erros (RQME) apresentou valores elevados de 22,8 µg m⁻³ (modelo M2) e 28,2 µg m⁻³ (modelo M1). Em escala absoluta, RQME se mostrou próximo aos determinados por Chaloulakou et al. (2003a), de 18,4 µg m⁻³

para o modelo que considerou PM_{10,i-1} e de 23,4 µg m⁻³, quando utilizados apenas os elementos meteorológicos e superiores aos obtidos por Demuzere et al. (2009) (12,1 µg m⁻³). Com relação à média observada do material particulado (\overline{MP}_{10}), os valores de RQME representaram 29,9% (modelo M2) e 39,8% (modelo M1) desse valor. McKendry (2000) apresentou valores de 36,3% para a relação entre RQME e PM₁₀ médio, enquanto Chaloulakou et al. (2003a) encontraram valores inferiores, sendo de 23,9 e 29,8% para os modelos com e sem PM_{10,i-1}, respectivamente, sendo próximos ao determinado por Demuzere et al. (2009) e de aproximadamente 30,2%.

O quadrado médio dos erros (QME) pode ser decomposto em dois componentes: o sistemático (QME_s) e o não sistemático (QME_u). Quando avaliado a contribuição dos erros sistemáticos e não sistemáticos no quadrado médio dos erros (QME) do modelo M1, observou-se QME_s superior a QME_u (Tabela 3). Isto significa que o modelo M1 falhou em conseguir estimativas perfeitas dos dados devido ao próprio modelo. Enquanto no modelo M2 a tendência foi inversa, e QME_u maior do que QME_s, ou seja, os erros foram decorrentes da variabilidade dos dados. Apesar disso, o modelo M1 mostrou QME_s maior do que o M2 e QME_u menor, o que indicou que o modelo M2 teve erros relativos ao seu ajuste menores que M1, sendo maior os proporcionados pela variabilidade dos dados. Assim, o modelo M2 pode ser melhorado com a inclusão de outras variáveis explanatórias nos modelos, tais como, o fluxo médio ou máximo diário de veículos, índices de estabilidade atmosférica, dias da semana, condições sinóticas entre outras.

Independente do modelo houve tendência de superestimativa dos valores abaixo de 60 µg m⁻³ e subestimativa dos maiores (Figura 3). Entretanto, observou-se que no modelo M1 a subestimativa foi maior do que a proporcionada pelo modelo M2, principalmente para concentrações acima de 100 µg m⁻³. Os coeficientes de determinação (r²) entre os valores observados e estimados foram de 0,217 (modelo M1) e 0,477 (modelo M2), respectivamente. Isso indicou que as estimativas do modelo M2 mostraram precisão superior às do modelo M1. Resultado similar foi observado por Chaloulakou et al. (2003a). O modelo M2

Tabela 4. Índices estatísticos, média (\overline{PM}_{10}), desvio padrão (S), quadrado médio do erro (QME) e suas componentes sistemática (QME_s) e não sistemática (QME_u) e raiz do quadrado médio do erro para os valores testados do material particulado (PM₁₀) dos modelos 1 e 2.

	\overline{PM}_{10} (µg m ⁻³)	S (µg m ⁻³)	QME	QME _s /QME	QME _u /QME	RQME (µg m ⁻³)
Observado	77	31	—	—	—	—
Modelo 1	70	18	793,7	0,6994	0,3006	28,2
Modelo 2	72	24	518,3	0,4129	0,5871	22,8

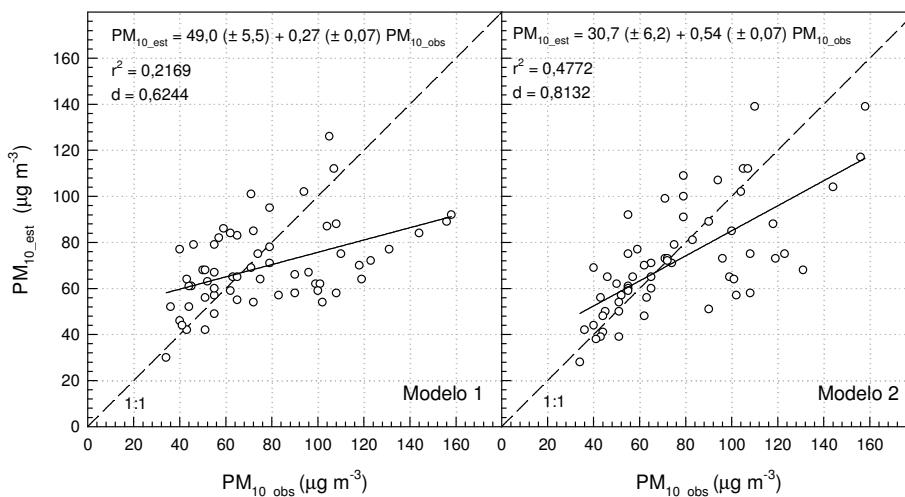


Figura 3. Relação entre os valores observados (PM_{10_obs}) e estimados (PM_{10_est}) pelos modelos M1 e M2 para o material particulado (PM_{10}). Coeficiente de determinação (r^2) das regressões lineares entre PM_{10_obs} e PM_{10_est} e índice de concordância de Willmontt (d).

apresentou valor elevado de d (0,813) e maior do que o obtido pelo modelo M1 (0,6244), e dessa forma, maior concordância entre os valores observados e estimados, o que pode ser observado pela proximidade dos dados em torno da linha 1:1 (Figura 3).

3.3 Estimativa da Qualidade do Ar

Os dois modelos apresentaram o mesmo valor de probabilidade de detecção (POD) (Tabela 5), ou seja, das vezes que foram observados padrões da qualidade do ar REGULAR, os modelos estimaram corretamente 95,7% desses eventos. Entretanto, a razão de alarme falso (RFA) no modelo M2 foi de 0,083, sendo inferior ao determinado para o modelo M1 (0,154). Nesse caso significa que em torno de 8% das previsões do modelo M2 foram que a qualidade do ar apresentava-se REGULAR, quando a observada foi BOA, enquanto no modelo M1 esse resultado foi em torno de 15%. Isso aconteceu pela tendência de ambos superestimarem os valores acima de $60 \mu\text{g m}^{-3}$, sendo menos acentuado no modelo M2. Os maiores valores de escore de ameaça mostraram que o modelo M2 foi superior ao modelo M1 na estimativa correta de eventos potenciais de qualidade do ar REGULAR. Independente do modelo, os índices supracitados tiveram resultados superiores para o prognóstico da qualidade em relação aos relatados por Chaloulakou et al. (2003a) (0,93 - POD; 0,17 - RFA e 0,78 - EA).

4. CONCLUSÕES

Dentre os elementos meteorológicos avaliados, a umidade relativa do ar e a precipitação pluvial explicam a maior parte da variabilidade do material particulado com diâmetro inferior a $10 \mu\text{m}$ na cidade do Rio de Janeiro. Quando considerada a concentração do material particulado do dia

anterior nas avaliações, esta variável é a mais significativa para a variação do material particulado do dia. A direção do vento é o elemento menos significativo, sendo a temperatura do ar não significativa estatisticamente para a variação da concentração do material particulado.

Os elementos meteorológicos apresentam correlação inversamente proporcional à concentração do material particulado, sendo exceção o índice de direção do vento que mostra padrão similar à concentração do material particulado do dia anterior, ambos com correlação positiva.

Em termos de previsão da qualidade do ar, os modelos mostram resultados satisfatórios, e podem ser utilizados operacionalmente. De qualquer forma, o modelo que considera além dos elementos meteorológicos a concentração do material particulado do dia anterior, resulta em melhor previsão da qualidade do ar em relação ao que utiliza apenas os elementos meteorológicos.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenadoria de Despoluição dos Recursos Ambientais (CDA) da Secretária Municipal de Meio Ambiente (SMAC) do Rio de Janeiro por fornecer os dados de material particulado (PM_{10}) da Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar (EMQAR) de São Cristóvão, bem como à Fundação Instituto de Geotécnica (Georio) por disponibilizarem a série dos elementos meteorológicos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOX, G. E. P.; COX, D. R. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society B*, v. 26, p.211-52, 1964.

- CASTANHO, A.D.A. **A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera de São Paulo**. 1999. 131 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- CHALOULAKOU, A.; GRIVAS, G.; SPYRELLIS, N. Neural network and multiple regression models for PM₁₀ prediction in Athens: A comparative assessment. **Journal of the Air & Waste Management Association**. v. 53, p. 1183-1190, 2003a.
- CHALOULAKOU, A.; KASSOMENOS, P.; SPYRELLIS, N.; et al. Measurements of PM₁₀ and PM_{2,5} particle concentration in Athens, Greece. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 649-660, 2003b.
- COMRIE, A. C.; DIEM, J. E. Climatology and forecast modeling of ambient carbon monoxide in Phoenix, Arizona. **Atmospheric Environment**, v. 33, p. 5023-5036, 1999.
- CONAMA. Resolução n. 003, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial**, Brasília, 22 ago. 1990. Seção I, p. 15.937-15.939.
- DEMUZERE, M.; TRIGO, R. M.; Vila-Guerau, J. A., van LIPZIG, N. P. M. The impact of weather and atmospheric circulation on O₃ and PM₁₀ levels at a rural mid-latitude site. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 2695 – 2714, 2009.
- FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP₁₀ e MP_{2,5} e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. **Química Nova**, v. 32, p.1750-1754, 2009.
- GOYAL, P.; CHANB, A. T.; JAISWAL, N. Statistical models for the prediction of respirable suspended particulate matter in urban cities. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 2068–2077, 2006.
- KUKKONEN, J.; PARTANEN, L.; KARPPINEN, A.; RUUSKANENB, J.; JUNNINENB, H.; KOLEHMAINENB, M.; NISKAB, H.; DORLINGC, S.; CHATTERTONC, T.; FOXALLD, R.; CAWLEYD, G. Extensive evaluation of neural network models for prediction of NO₂ and PM₁₀ concentrations, compared with a deterministic modeling system and measurements in central Helsinki. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 4539-4550, 2003.
- McKENDRY, I. Evaluation of artificial neural network for fine particulate pollution (PM₁₀ and PM_{2,5}) forecasting. **Journal of the Air & Waste Management Association**. v. 52, p. 1096-1101, 2000.
- SMAC. **Estudo de dimensionamento da rede de monitoramento da qualidade do ar para a cidade do Rio de Janeiro. Parte I: estudo dinâmico-climatológico**. Rio de Janeiro: COHIDRO. 1997. 137 p.
- STADLOBER, E.; HORMANN, S.; PFEILER, B. Quality and performance of a PM₁₀ daily forecasting model. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 1098–1109, 2008.
- VARDOULAKIS, S.; KASSOMENOS, P. Sources and factors affecting PM₁₀ levels in two European cities: Implications for local air quality management. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 3949–3963, 2008.
- WILLMOTT, C. J. On the validation of models. **Physical Geography**, Palm Beach, v. 2, n. 2, p. 184-194, 1981.
- WORLD BANK. **Managing pollution problems in the state of Rio de Janeiro**. Bretton Woods: Natural Resources, Environment and Rural Poverty Division, Country Department I, Latin America and the Caribbean, 1996. 40 p. Report n. 15488-BR.
- WILKS, D. S. **Statistical methods in the atmospheric science**. Academic Press: San Diego, CA, 1995, p. 233-281.