



ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA VELOCIDADE DE DEPOSIÇÃO SECA NA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS EM DIVERSAS CLASSES DE ESTABILIDADE

Karine Rui

Camila P. da Costa

karinerui@gmail.com

camiladacosta@gmail.com

Universidade Federal de Pelotas (UFPel) – Programa de Pós-Graduação em Modelagem Matemática (PPGMMAT)

Campus Capão do Leão - Caixa Postal 354, 96001-970, RS, Pelotas, Brasil

Resumo. *Poluentes atmosféricos costumam depositar alguma taxa de poluente sobre o solo, devido ao transporte turbulento de material para baixo e sua absorção parcial na superfície, incluindo solo, água e vegetação, dessa forma é conveniente modificar os modelos de difusão atmosférica para que estes levem em conta a perda de poluentes por deposição seca. Neste trabalho, simulou-se a dispersão de poluentes considerando a velocidade de deposição seca no solo. Apresentou-se a resolução da equação de advecção-difusão bidimensional estacionária, por meio da técnica ADMM (Advection Diffusion Multilayer Method), que descreve a deposição seca como uma condição de contorno de fluxo não nulo no solo. A velocidade de deposição utilizada foi sugerida por Arya e estimada por Hanna em 1982. Os resultados foram comparados com o experimento de Hanford. O objetivo foi testar, avaliar e validar o modelo bidimensional para condições estáveis utilizando diferentes parametrizações da turbulência e o perfil do vento. Depois estendeu-se o problema, considerando a deposição no solo, para o caso tridimensional através da resolução da equação de advecção-difusão estacionária pelo método GIADMT (Generalized Integral Advection Diffusion Multilayer Technique). Este estudo teve o intuito de analisar a distribuição da poluição na atmosfera e o decaimento dessas substâncias nas diferentes classes de estabilidade na Camada Limite Planetária. Foi possível mostrar que a velocidade de deposição seca tem uma forte influência na dispersão da concentração de poluentes.*

Palavras-chave: *Deposição seca, Dispersão e transporte de poluentes, Poluição do ar, Velocidade de deposição seca*

1 INTRODUÇÃO

A deposição seca de partículas é um processo pelo qual os produtos químicos atmosféricos são transferidos por movimentos de ar para a superfície da terra. Ela é responsável pela remoção de alguns contaminantes do ar, reduzindo assim os níveis de concentração de poluentes a longas distâncias da fonte poluidora. O acúmulo de material poluente, em locais próximos ao nível do solo, juntamente com a absorção na superfície afetando o solo e as construções deve-se a deposição seca. Estimar a deposição de partículas é fundamental para avaliar o impacto de usinas de energia e fontes industriais.

A velocidade de deposição, V_d , é utilizada para estimar a taxa de deposição seca. O fluxo de massa da deposição seca é calculado a partir do seu produto com a concentração do poluente a uma certa altura. É estimada a partir de relações teóricas adequadas ou é especificada de forma empírica. Os poluentes atmosféricos costumam depositar alguma taxa sobre a superfície da terra, desta forma os modelos de difusão atmosféricos devem considerar a perda de poluentes por deposição seca e estimar a contaminação da superfície.

Neste trabalho, a fim de analisar o efeito da deposição seca no solo na distribuição da poluição atmosférica, foram realizadas simulações multidimensionais da dispersão e transporte de poluentes em diferentes classes de estabilidade considerando a velocidade de deposição de partículas.

Primeiramente apresenta-se a resolução da equação de advecção-difusão bidimensional estacionária, considerando a velocidade de deposição seca do poluente no solo. A solução da equação foi obtida através do método ADMM (*Advection Diffusion Multilayer Method*) (Moraes et al., 2006) e para a inversa da transformada de Laplace utilizou-se o método de Fixed-Talbot (Abate; Valkó, 2004). O modelo bidimensional é então avaliado para condições estáveis considerando uma formulação teórica para a velocidade de deposição no solo conforme sugerida por Arya (Arya, 1999) e estimada por Hanna em 1982. Foram utilizadas diferentes parametrizações para o perfil do vento e para o coeficiente de difusão e os resultados comparados com os dados experimentais de Hanford (Doran; Horst, 1985).

Após a validação do modelo bidimensional, estendeu-se o problema para o caso tridimensional que foi resolvido usando o método GIADMT (*Generalized Integral Advection Diffusion Multilayer Technique*) (Costa et al., 2006). Simulações do transporte de poluentes atmosféricos foram realizadas em diferentes classes de estabilidade, tanto para o caso bidimensional quanto para o tridimensional, a fim de analisar o efeito da velocidade de deposição seca no solo na dispersão.

2 MODELO DA EQUAÇÃO DE ADVECÇÃO-DIFUSÃO

A equação de advecção-difusão bidimensional estacionária com deposição seca no solo é escrita da seguinte forma:

$$u \frac{\partial c^y}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial c^y}{\partial z} \right), \quad (1)$$

com as condições de contorno no solo e no topo da Camada Limite Planetária (CLP):

$$K_z \frac{\partial c^y}{\partial z} = V_d \cdot c^y \quad \text{em} \quad z = 0, \quad (1a)$$

$$K_z \frac{\partial c^y}{\partial z} = 0 \quad \text{em} \quad z = h, \quad (1b)$$

e a condição de fonte contínua:

$$uc^y(0, z) = Q\delta(z - H_s) \quad \text{em} \quad x = 0, \quad (1c)$$

para $0 < z < h$ e $x > 0$, onde h é a altura da CLP, c^y é a concentração média integrada lateralmente do poluente, u é a velocidade média do vento na direção horizontal, K_z é o coeficiente de difusão vertical, V_d é a velocidade de deposição seca, Q é a taxa de emissão da fonte, H_s é a altura da fonte e δ é a função Delta de Dirac.

A equação de advecção-difusão tridimensional estacionária com deposição seca no solo é escrita da seguinte forma:

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial c}{\partial z} \right), \quad (2)$$

para $0 < z < h$, $0 < y < L_y$ e $x > 0$.

Sujeita as seguintes condições de contorno e de fonte contínua:

$$K_z \frac{\partial c}{\partial z} = V_d \cdot c \quad \text{em} \quad z = 0, \quad (2a)$$

$$K_z \frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad \text{em} \quad z = h, \quad (2b)$$

$$K_y \frac{\partial c}{\partial y} = 0 \quad \text{em} \quad y = 0 \text{ e } L_y, \quad (2c)$$

$$uc(0, y, z) = Q\delta(z - H_s)\delta(y - y_0) \quad \text{em} \quad x = 0, \quad (2d)$$

onde c é a concentração média do poluente, L_y é a distância da fonte e y_0 é a posição da fonte em y .

2.1 Solução bidimensional - método ADMM

A solução do problema bidimensional (1) é obtida com a aplicação do método ADMM (Moreira et al., 2006), que consiste em discretizar a altura h da CLP em N subcamadas obtendo valores médios para a velocidade do vento e o coeficiente de difusão turbulento no interior de cada subcamada:

$$K_z = \frac{1}{z_n - z_{n-1}} \int_{z_{n-1}}^{z_n} K_z(z) dz, \quad (3)$$

$$u = \frac{1}{z_n - z_{n-1}} \int_{z_{n-1}}^{z_n} u(z) dz, \quad (4)$$

para $n = 1 \dots N$.

Supõe-se contato perfeito entre as subcamadas e considera-se as seguintes condições de continuidade para a concentração e fluxo de concentração nas interfaces:

$$c_n^y = c_{n+1}^y \quad \text{para} \quad z = z_n \quad \text{e} \quad n = 1, 2 \dots (N - 1), \quad (5.a)$$

$$K_{z_n} \frac{\partial c_n^y}{\partial z} = K_{z_{n+1}} \frac{\partial c_{n+1}^y}{\partial z} \quad \text{para } z = z_n \quad \text{e } n = 1, 2, \dots, (N-1). \quad (5.b)$$

Assim as Eq. (1), (1a), (1b) e (1c) podem ser reescritas como:

$$u_n \frac{\partial c_n^y}{\partial x} = K_{z_n} \frac{\partial^2 c_n^y}{\partial z^2}, \quad (6)$$

$$K_{z_n} \frac{\partial c_n^y}{\partial z} = V_d \cdot c_n^y \quad \text{em } z = 0, \quad (6a)$$

$$K_{z_n} \frac{\partial c_n^y}{\partial z} = 0 \quad \text{em } z = h, \quad (6b)$$

$$u_n c_n^y(0, z) = Q \delta(z - H_s) \quad \text{em } x = 0, \quad (6c)$$

onde N denota o número de subcamadas e c_n denota a concentração média integrada lateralmente na n -ésima subcamada.

Aplicando a Transformada de Laplace na Eq. (6) obtém-se a seguinte equação:

$$\overline{C}_n^y(s, z) = A_n e^{\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}} z} + B_n e^{-\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}} z} + \frac{Q}{2\sqrt{u_n K_{z_n} s}} \left[e^{-\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}}(z-H_s)} - e^{\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}}(z-H_s)} \right] \cdot [H(z - H_s) - H(z - (H_s + \Delta z_n))], \quad (7)$$

para $n = 1 \dots N-1$, onde s denota a variável transformada de Laplace e H é a função de Heaviside.

Para determinar as constantes A_n e B_n aplica-se as condições de contorno e de interfaces na Eq. (7) e resolve-se o sistema linear resultante. Através da inversa de Laplace tem-se a concentração de poluentes da solução transformada, dada por:

$$c_n^y(x, z) = \frac{1}{2\pi i} \int_{i-\infty}^{i+\infty} e^{sx} \left[A_n e^{\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}} z} + B_n e^{-\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}} z} + \frac{Q}{2\sqrt{u_n K_{z_n} s}} \left(e^{-\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}}(z-H_s)} - e^{\sqrt{\frac{u_n s}{K_{z_n}}}(z-H_s)} \right) \cdot [H(z - H_s) - H(z - (H_s + \Delta z_n))] \right] ds. \quad (8)$$

A integral de linha dada pela Eq. (8), é resolvida numericamente pelo método de Fixed-Talbot (FT) (Abate e Valkó, 2004). Assim, obtém-se a concentração final de poluentes dada da forma:

$$c_n^y(x, z) = \frac{r}{M} \left[\frac{1}{2} \overline{C}_n^y(r, z) e^{rx} + \sum_{k=1}^{M-1} \text{Re} \left[e^{xS(\theta_k)} \overline{C}_n^y(S(\theta_k), z) (1 + i\overline{\omega}(\theta_k)) \right] \right], \quad (9)$$

onde $S(\theta_k) = r\theta(\cot \theta + i)$, $\overline{\omega}(\theta_k) = \theta_k + (\theta_k \cot \theta_k - 1) \cot \theta_k$, $\theta_k = \frac{k\pi}{M}$, $-\pi < \theta < +\pi$, r é um parâmetro baseado em experimentos numéricos, $i = \sqrt{-1}$ e M é a precisão do número de dígitos decimais.

2.2 Solução tridimensional - GIADMT

A solução do problema tridimensional (2) é obtida com a aplicação do método GIADMT (Costa et al., 2006), que consiste na solução do problema transformado da GITT pela abordagem ADMM. Para resolver a equação de advecção-difusão deve-se levar em conta a dependência dos coeficientes de difusão e perfil de velocidade do vento sobre a variável z de altura. Para isso usa-se a técnica ADMM onde esses coeficientes são aproximados de forma gradual, a altura h da CLP é dividida em N subcamadas de maneira que no intervalo de cada sub região u , K_z e K_y assumem os valores médios conforme Eq. (4), (3) e (10):

$$K_y = \frac{1}{z_n - z_{n-1}} \int_{z_{n-1}}^{z_n} K_y(z) dz. \quad (10)$$

Primeiramente reformula-se o problema (2) como um conjunto de problemas advectivo-difusivo com parâmetros constantes, onde para cada subcamada genérica tem-se:

$$u_n \frac{\partial c_n}{\partial x} = K_{y_n} \frac{\partial^2 c_n}{\partial y^2} + K_{z_n} \frac{\partial^2 c_n}{\partial z^2}, \quad (11)$$

e N denota o número de subcamadas, c_n denota a concentração média na n -ésima subcamada. Considera-se as condições de contorno dadas pelas Eq. (2a), (2b) e (2c) e as condições de continuidade para a concentração e fluxo de concentração nas interfaces:

$$c_n = c_{n+1} \quad \text{para} \quad z = z_n \quad \text{e} \quad n = 1, 2, \dots, (N-1), \quad (12.a)$$

$$K_{z_n} \frac{\partial c_n}{\partial z} = K_{z_{n+1}} \frac{\partial c_{n+1}}{\partial z} \quad \text{para} \quad z = z_n \quad \text{e} \quad n = 1, 2, \dots, (N-1). \quad (12.b)$$

Agora pode-se aplicar o método GITT na direção y . Seguindo o formalismo da GITT, a variável $c_n(x, y, z)$ é expandida pela série:

$$c_n(x, y, z) = \sum_{j=0}^{\infty} \frac{\overline{c_{nj}}(x, z) \psi_j(y)}{N_j^{1/2}}, \quad (13)$$

onde $\psi_j(y) = \cos(\lambda_j y)$ são as autofunções do problema auxiliar de Sturm-Liouville na variável y , $\lambda_j = j\pi/L_y$ os autovalores correspondentes e $N_j = \int_y \psi_j^2(y) dy$ é a norma. Agora substituindo a Eq. (13) na Eq. (11) obtém-se:

$$u_n \sum_{j=0}^{\infty} \frac{\partial \overline{c_{nj}}(x, z)}{\partial x} \frac{\psi_j(y)}{N_j^{1/2}} = K_y \sum_{j=0}^{\infty} \overline{c_{nj}}(x, z) \frac{\psi_j''(y)}{N_j^{1/2}} + K_z \sum_{j=0}^{\infty} \frac{\partial^2 \overline{c_{nj}}(x, z)}{\partial z^2} \frac{\psi_j(y)}{N_j^{1/2}}. \quad (14)$$

Usando a propriedade de ortogonalidade das autofunções e resolvendo o problema transformado, resultante pela técnica da Transformada de Laplace na variável x , obtém-se:

$$\overline{\overline{c_{nj}}}(s, z) = C_{1n} e^{(R_n)z} + C_{2n} e^{-(R_n)z} + \frac{Q \psi_j(y_0)}{2N_j^{1/2} K_{z_n} R_n} \left(e^{-(R_n)(z-H_s)} - e^{(R_n)(z-H_s)} \right) \cdot \left[H(z - H_s) - H(z - (H_s + \Delta z_n)) \right], \quad (15)$$

onde

$$R_n = \sqrt{\frac{u_n s + K_y \lambda_j^2}{K_z}}. \quad (15a)$$

A concentração final é obtida invertendo numericamente a concentração transformada dada pela Eq. (15) através do Algoritmo de Fixed-Talbot (FT) (Abate e Valkó, 2004), gerando a solução:

$$c(x, y, z) = \sum_{j=0}^{\infty} \frac{\psi_j(y)}{\sqrt{N_j}} \left\{ \frac{r}{M} \left[\frac{1}{2} \overline{\overline{c_{nj}}}(r, z) e^{rx} + \sum_{k=1}^{M-1} \operatorname{Re} \left[e^{xs(\theta_k)} \overline{\overline{c_{nj}}}(S(\theta_k), z) (1 + i\overline{w}(\theta_k)) \right] \right] \right\}, \quad (16)$$

onde $S(\theta_k) = r\theta(\cot \theta + i)$, $\overline{w}(\theta_k) = \theta_k + (\theta_k \cot \theta_k - 1) \cot \theta_k$, $\theta_k = \frac{k\pi}{M}$, $-\pi < \theta < +\pi$, r é um parâmetro baseado em experimentos numéricos, $i = \sqrt{-1}$ e M é a precisão do número de dígitos decimais.

3 PARAMETRIZAÇÃO DA CAMADA LIMITE

Para simular a dispersão de poluentes dada pela Eq. (9) e pela Eq. (16) é necessário escolher parâmetros adequados para a turbulência e o perfil do vento que regem a física do transporte e dispersão de poluentes na camada limite planetária. Na literatura existe uma variedade de parametrizações que descrevem os fluxos turbulentos, a seguir apresentam-se os parâmetros utilizados de acordo com a classificação da estabilidade atmosférica.

3.1 Coeficientes de difusão turbulentos

As seguintes parametrizações foram utilizadas para a difusão vertical e lateral, respectivamente, sugeridas por Degrazia et al. (1997) para condições convectivas:

$$\frac{K_z}{w_* h} = 0.22 \left(\frac{z}{h} \right)^{1/3} \left(1 - \frac{z}{h} \right)^{1/3} \left[1 - \exp \left(-\frac{4z}{h} \right) - 0.0003 \exp \left(\frac{8z}{h} \right) \right], \quad (17)$$

$$K_y = \frac{\sqrt{\pi} \sigma_v z}{16(f_m)_v q_v}, \quad (18)$$

com

$$\sigma_v^2 = \frac{0.98 c_v}{(f_m)_v^{2/3}} \left(\frac{\psi_\epsilon}{q_v} \right)^{2/3} \left(\frac{z}{h} \right)^{2/3} w_*^2, \quad (19)$$

$$\psi_\epsilon^{1/3} = \left[\left(1 - \frac{z}{L} \right)^2 \left(-\frac{z}{L} \right)^{-2/3} + 0.75 \right]^{1/2}, \quad (20)$$

onde w_* é a escala de velocidade convectiva avaliada por $w_*/u_* = (-h/kL)^{1/3}$, $k = 0.4$ é a constante de von Kármán, u_* é a velocidade de fricção, L é o comprimento de Monin-Obukhov,

z é a altura, h é a altura da CLP, σ_v é o desvio padrão da componente da velocidade turbulenta longitudinal, $(f_m)_v = 0.16$ é o pico de onda lateral, ψ_ϵ é a função da taxa de dissipação molecular adimensional, $q_v = 4.16z/h$ é a função de estabilidade e $c_v = 0.4$.

Para condições estáveis empregou-se para a difusão vertical a fórmula de Mangia et al. (2002):

$$K_z = \frac{0.3(1 - z/h)u_*z}{1 + 3.7z/\Lambda}, \quad (21)$$

onde $\Lambda = L(1 - z/h)^{5/4}$.

E a fórmula de Degrazia et al. (1992):

$$\frac{K_z}{u_*h} = \frac{0.33(1 - z/h)^{3/4}(z/h)}{1 + 3.7(z/h)(h/\Lambda)}. \quad (22)$$

E a fórmula de Degrazia et al. (2000) para a difusão lateral:

$$K_y = 0.14\sqrt{c_v}z \left\{ \frac{w_*((\overline{-L}/h)h/L)^{1/2}(\psi_\epsilon z/h)^{1/3}}{[(f_m^*)_v^c]^{4/3}} + \frac{\phi_\epsilon^{1/3}u_*}{[(f_m^*)^{n+s}]^{4/3}} \right\}, \quad (23)$$

para

$$(f_m^*)^{n+s} = (f_m)_{vs}^n \left(1 + 0.03a_v \frac{f_c z}{(u_*)_0} + 3.7 \frac{z}{\Lambda} \right), \quad (24)$$

onde $(f_m^*)_v^c = z/1.5h$ é a redução da frequência do pico espectral convectiva, $(\overline{-L}/h)$ é um parâmetro médio de estabilidade para a camada limite convectiva, $\phi_\epsilon = 1.25(1 + 3.7z/\Lambda)$ é a taxa de dissipação adimensional com parâmetros de escala da camada de superfície com $\Lambda = L(1 - z/h)^{5/4}$, $(f_m^*)^{n+s}$ é a redução da frequência do pico espectral neutro ou estável, $(f_m)_{vs}^n = 0.16$, $a_v = 1094$, $f_c = 10^{-4}\text{s}^{-1}$ é o parâmetro de Coriolis e $u_* = (u_*)_0(1 - z/h)^{3/2}$.

3.2 Perfil do vento

O perfil da velocidade média do vento foi descrito por uma lei de potência expressa por Panofsky e Dutton (1984):

$$\frac{\overline{u_z}}{\overline{u_1}} = \left(\frac{z}{z_1} \right)^p, \quad (25)$$

onde $\overline{u_z}$ e $\overline{u_1}$ são as velocidades médias do vento nas alturas z e z_1 , enquanto p é um expoente que está relacionado com a intensidade da turbulência (Irwin, 1979).

4 EXPERIMENTO DE HANFORD E ÍNDICES ESTATÍSTICOS

A fim de validar o modelo bidimensional foram utilizados os dados observados no experimento de Hanford (Doran e Horst, 1985) e avaliados através de índices estatísticos descritos por Hanna (1989).

Este experimento foi realizado durante condições estáveis em Hanford, uma região semi-árida no sudeste de Washington (EUA), no período entre 18/05/1983 à 27/06/1983. A superfície do terreno é plana, com comprimento de rugosidade de 0.03 m. O experimento consistiu em liberar dois traçadores, sulfeto de zinco (ZnS) que deposita e outro não depositante Exafluoreto de enxofre (SF_6), de uma torre a uma vazão de 0.3 g/s a uma altura de 2 m. Foram conduzidos 6 experimentos. Os dados foram coletados a 1.5 m do solo em cinco arcos de amostra em 100, 200, 800, 1600 e 3200 m a partir da fonte. Durante o experimento a velocidade de deposição só foi avaliada nos três últimos arcos. O tempo de liberação do poluente foi de 30 min exceto no quinto experimento que foi de 22 min. A separação lateral entre os pontos de liberação do SF_6 e do ZnS foi menor que 1 m. Os dados medidos durante os testes foram tabulados e apresentados em Doran et al. (1984).

A expressão para a velocidade de deposição utilizada neste trabalho foi a sugerida por Arya (Arya, 1999) na qual foi estimada por Hanna em 1982: $V_d = 0.01u$.

Os índices estatísticos são definidos do seguinte modo (Hanna, 1989):

$$\text{Erro quadrático médio normalizado: } NMSE = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})^2}{\overline{C_o C_p}}$$

$$\text{Coeficiente de correlação: } Cor = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_o})(\overline{C_p} - \overline{C_p})}{\sigma_o \sigma_p}$$

$$\text{Fator de dois (Fa2): porcentagem de dados para } 0.5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2$$

$$\text{Erro fracional: } Fb = \frac{\overline{C_o} - \overline{C_p}}{0.5(\overline{C_o} + \overline{C_p})}$$

$$\text{Desvio padrão fracional: } Fs = \frac{\sigma_o - \sigma_p}{0.5(\sigma_o + \sigma_p)}$$

onde o indica as quantidades observadas nos experimentos, p as quantidades previstas pelo modelo, C a concentração de poluentes e σ é o desvio padrão. O índice estatístico $NMSE$ informa sobre os desvios entre as quantidades previstas em relação aos observadas. Cor descreve o grau de associação das concentrações observadas e previstas. $Fa2$ representa a fração de dados que estão entre 0.5 e 2. Fb indica se as quantidades previstas subestimam ou superestimam as observadas. Fs representa o grau de distanciamento das concentrações observadas em relação a previstas. Os melhores resultados são indicados por valores mais próximo de zero para $NMSE$, Fb e Fs , e mais próximo de 1 para $Fa2$ e Cor .

Para analisar a influência da velocidade de deposição seca na concentração de poluentes simula-se o modelo bidimensional e tridimensional para três diferentes cenários de turbulência atmosférica. Considera-se um cenário fortemente instável, um fracamente instável e um cenário estável, identificados conforme as classes de estabilidade de Pasquill (Zannetti, 1990) respectivamente por classe A, C e E.

Na Tabela 1 são descritos os dados meteorológicos relacionados com as três classes, onde L é o comprimento de Monin-Obukhov, u_* é a velocidade de fricção, u_1 a velocidade do vento em 10 metros e p é o expoente do perfil da velocidade do vento.

Tabela 1: Dados meteorológicos para três diferentes cenários difusivos

Classes	$L(m)$	$u_*(m/s)$	$u_1(m/s)$	p
<i>A</i>	-7.2	0.1	1.5	0.07
<i>C</i>	-30	0.25	4	0.1
<i>E</i>	30	0.16	3.5	0.35

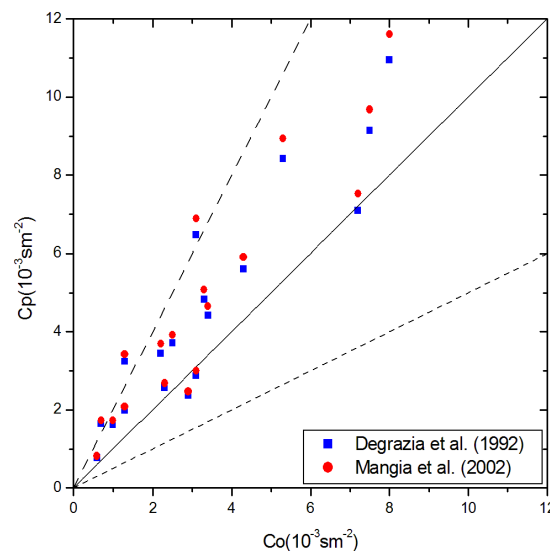
5 RESULTADOS NUMÉRICOS

O modelo bidimensional dado pela Eq. (9) foi avaliado e seus resultados comparados com os dados observados no experimento de Hanford. Na Tabela 2 apresentam-se os índices estatísticos descritos por Hanna (1989) dos dados observados no experimento confrontado com os dados simulados no modelo considerando a parametrização do coeficiente de difusão vertical dado pelas Eq. (22) e (21) e o perfil potência para a velocidade do vento descrito pela Eq. (25).

Tabela 2: Avaliação estatística do modelo

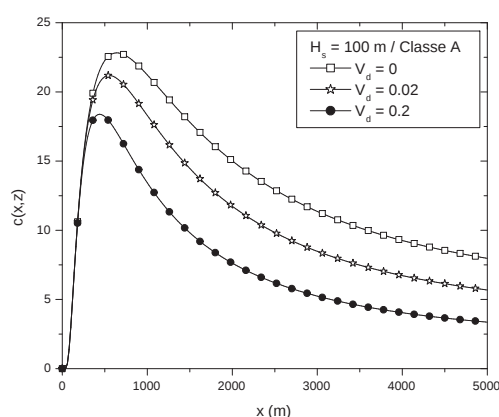
K_z	Nmse	Cor	Fa2	Fb	Fs
Degrazia et al. (1992) - (Eq. 22)	0.17	0.929	0.833	-0.300	-0.223
Mangia et al. (2002) - (Eq. 21)	0.22	0.928	0.833	-0.354	-0.283

Os índices estatísticos apontam um bom desempenho entre o modelo e os dados experimentais para ambos coeficientes de difusão e o perfil do vento. A comparação entre os valores preditos pelo modelo e os valores observados no experimento de Hanford para ZnS são mostrados na Fig. 1. É possível observar que o modelo reproduz bem a concentração observada para ambos coeficientes de difusão e para o perfil de vento potência.

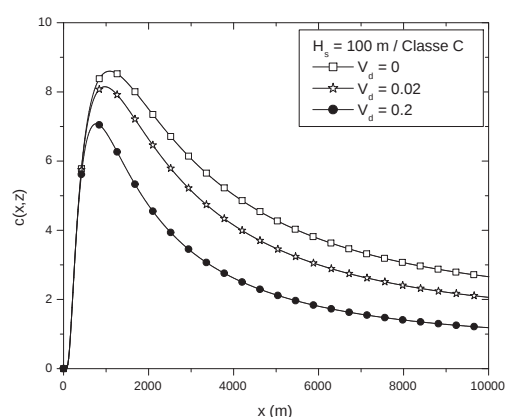
**Figura 1: Gráfico de espalhamento entre as concentrações observadas (Co) no experimento e preditas (Cp) pelo modelo**

Na Fig. 2 são mostradas as concentrações no solo em função da distância da fonte para três diferentes valores de deposição seca em condições de estabilidade atmosférica fortemente instável, fracamente instável e estável, respectivamente, para uma altura de fonte de $H_s = 100$ m. As concentrações são resultantes de simulações do método bidimensional.

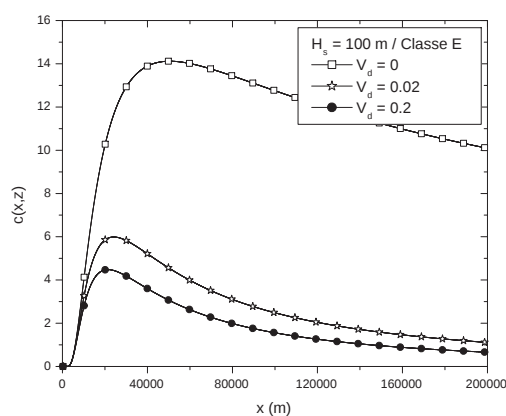
Comparando os resultados para uma atmosfera convectiva, (Fig. 2a e 2b), observa-se que em ambas a concentração máxima diminui com o aumento da velocidade de deposição e fica mais próxima da fonte, mas com concentrações menores para o cenário menos convectivo. Já para o caso estável (Fig. 2c) a velocidade de deposição influencia fortemente o valor da concentração máxima de poluentes, alterando significativamente as concentrações no solo a grandes distâncias. Isso ocorre devido ao fato de que em condições estáveis a distância entre a concentração máxima aumenta consideravelmente e como consequência o tempo de voo do poluente também, possibilitando uma maior deposição do poluente no solo.



(a) atmosfera fortemente instável



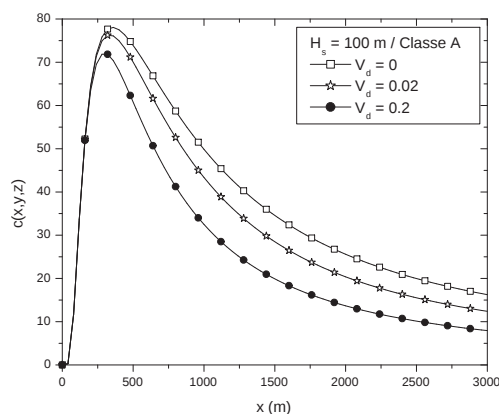
(b) atmosfera fracamente instável



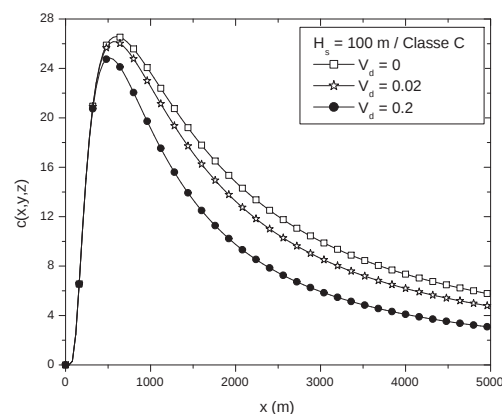
(c) atmosfera estável

Figura 2: Concentração no solo em função da distância da fonte para diferentes valores da deposição seca previstas pela solução bidimensional. Onde $c(g/s)$, $V_d(m/s)$ e $x(m)$

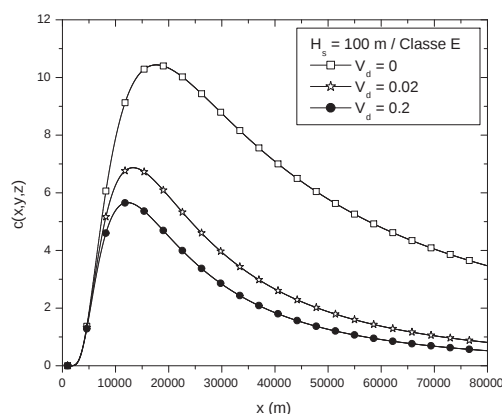
A Fig. 3 é referente as concentrações previstas pela solução tridimensional. Nelas mostra-se as concentrações no solo em função da distância da fonte para três diferentes valores de deposição seca em condições de estabilidade atmosférica fortemente instável, fracamente instável e estável, respectivamente, para uma altura de fonte de $H_s = 100$ m. Como esperado, os perfis são semelhantes ao caso bidimensional.



(a) atmosfera fortemente instável



(b) atmosfera fracamente instável



(c) atmosfera estável

Figura 3: Concentração no solo em função da distância da fonte para diferentes valores da deposição seca previstas pela solução tridimensional. Onde $c(g/s)$, $V_d(m/s)$ e $x(m)$

As Fig. 4 e 5 mostram a distribuição da concentração no plano xy horizontal ao nível do solo para condições da atmosfera fortemente instáveis e fracamente instáveis, respectivamente, para diferentes valores da velocidade de deposição.

Em ambas observa-se a influência da velocidade de deposição seca na concentração de poluentes, a qual altera o valor de máxima concentração devido a perda de substâncias. Nota-se que se o poluente possuir maior velocidade de deposição a sua concentração é menor a partir da emissão da fonte e vai diminuindo consideravelmente a concentração à maiores distâncias. Isso implica que os seres humanos estarão com menor contato à altas concentrações, pois esta se dispersa e perde substâncias.

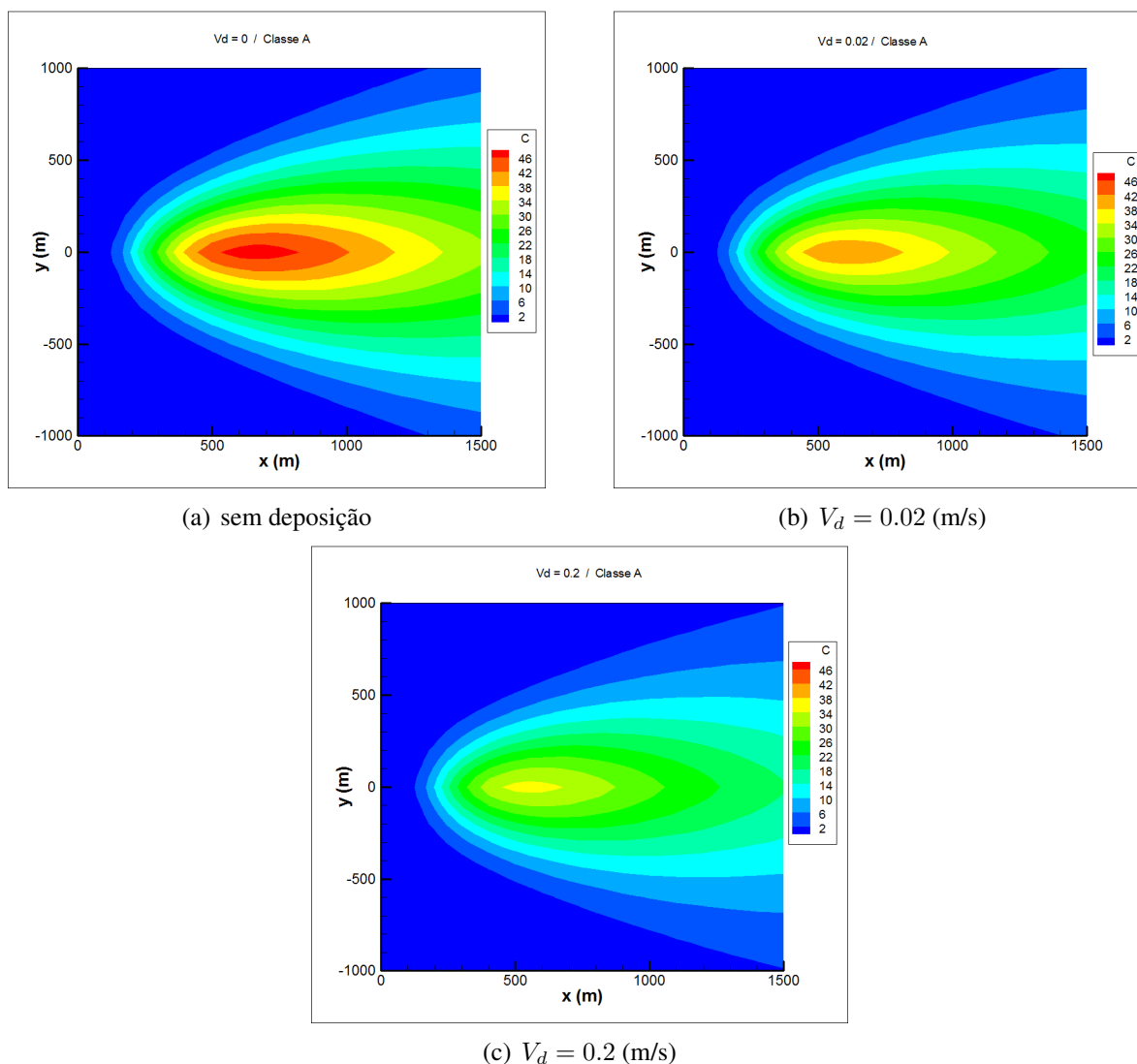


Figura 4: Cortes transversais de concentrações- xy a nível do solo para condições fortemente convectivas

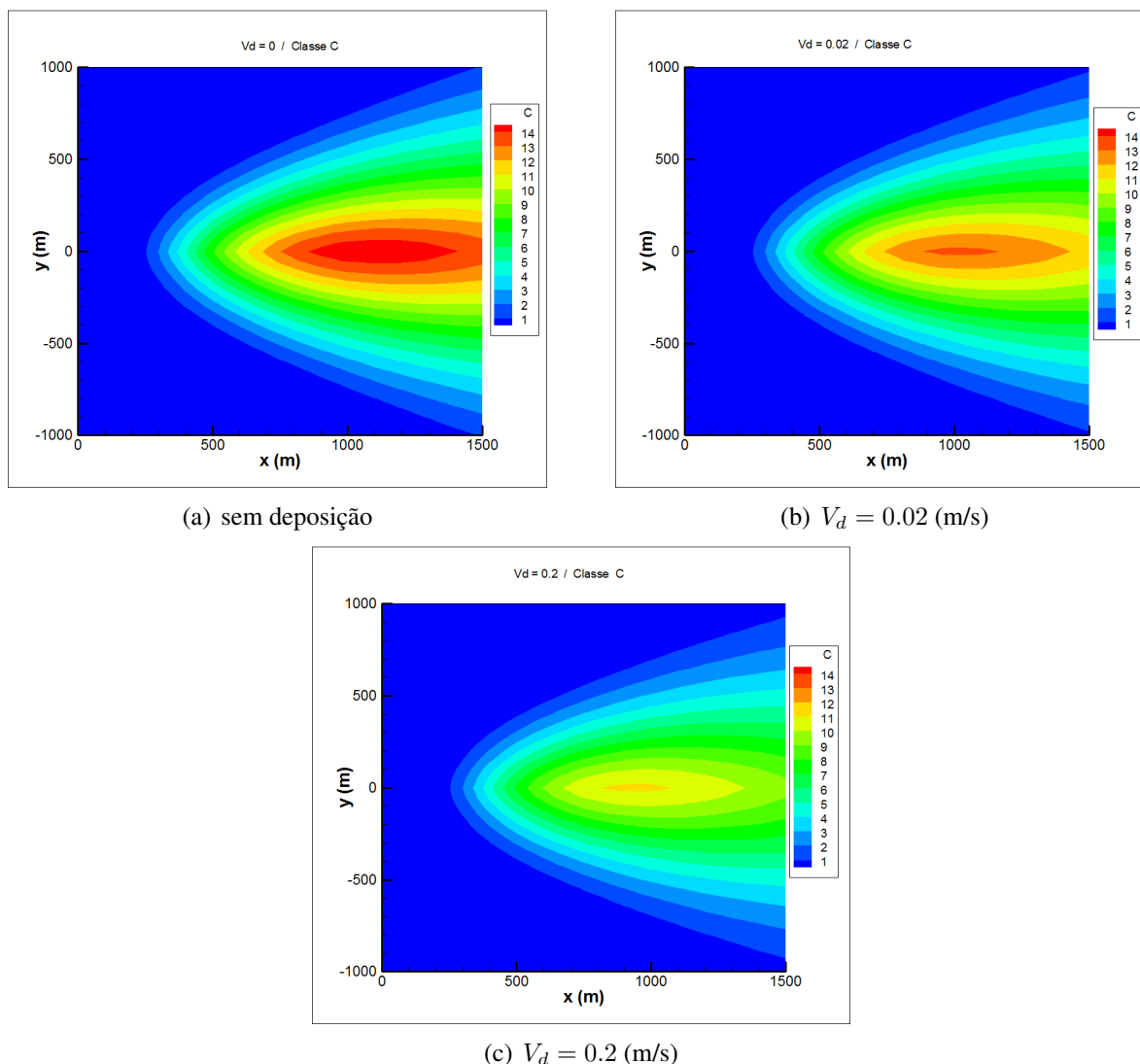


Figura 5: Cortes transversais de concentrações-xy a nível do solo para condições fracamente convectivas

6 CONCLUSÕES

Neste trabalho, apresentou-se a resolução da equação de advecção-difusão em estado estacionário que descreve a deposição seca como uma condição de fluxo não nulo no solo. A solução para a equação bidimensional foi obtida através do método ADMM e pela técnica GI-ADMT para o caso tridimensional. Analisou-se o efeito da velocidade de deposição em três diferentes cenários da atmosfera: fortemente instável, fracamente instável e estável.

As simulações bidimensionais e tridimensionais mostraram que a velocidade de deposição seca tem uma forte influência na concentração de poluentes, uma vez que a propriedade de deposição do poluente faz com que este perca substâncias ao longo do tempo e assim diminua a sua concentração. Assim, a deposição afeta a distribuição das concentrações de poluição do ar e as concentrações máximas próximas do solo, já que a deposição é um fenômeno local.

Além disso, quanto maior for a velocidade de deposição do poluente menor será a concentração de substâncias no ar implicando num índice menor de exposição do ser humano à

poluição. E quanto menor for a instabilidade da atmosfera, relacionada com o fenômeno de deposição, o valor de máxima concentração e a posição do máximo de concentração sofrerá uma mudança maior.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPERGS pelo apoio financeiro parcial deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- Abate, J. and Valkó, P., 2004. Multi-precision Laplace Transform Inversion. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, v. 60, pp. 979–993.
- Arya, S. P., 1999. *Air Pollution Meteorology and Dispersion*. New York: Oxford University Press.
- Costa, C. P., Vilhena, M. T., Moreira, D. M., and Tirabassi, T., 2006. Semi-analytical Solution of the Steady Three-dimensional Advection-diffusion Equation in the Planetary Boundary Layer. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 5659–5669.
- Degrazia, G. A., Rizza, U., Mangia, C. and Tirabassi, T., 1997. Validation of a New Turbulent Parameterization for Dispersion Models in Convective Conditions. *Boundary-Layer Meteorology*, vol. 85, n. 2, pp. 243-254.
- Degrazia, G. A. and Moraes, O. L. L., 1992. A Model for Eddy Diffusivity in a Stable Boundary Layer. *Boundary-Layer Meteorology*, vol. 58, pp. 205-214.
- Degrazia, G.A., Anfossi, D., Carvalho, J.C., Mangia, C. Tirabassi, T. and Campos Velho, H. F., 2000. Turbulence Parameterisation for PBL Dispersion Models in all Stability Conditions. *Atmospheric Environment*, vol. 34, pp. 3575-3583.
- Doran, J. C., Abbey, O. B., Buck, J. W., Glover, D. W., Horst, T. W., Lee, R. N., Lloyd, F. D., 1984. *Field Validation of Exposure Assessment Models*. Data Environmental Science Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. EPA/600/384/092A, p. 177.
- Doran, J. C., Horst, T.W., 1985. An Evaluation of Gaussian Plume-depletion Models with Dual-tracer Field Measurements. *Atmospheric Environment*, vol. 19, pp. 939-951.
- Hanna, S. R., 1989. Confidence Limits for Air Quality Models, as Estimated by Bootstrap and Jackknife Resampling Methods. *Atmospheric Environment*, vol. 23, pp. 1385-1395.
- Irwin, J. S., 1979. A Theoretical Variation of the Wind Profile Power-law Exponent as a Function of Surface Roughness and Stability. *Atmospheric Environment*, vol. 13, n. 1, pp. 191-194.
- Mangia, C., Moreira, D. M., Schipa, I., Degrazia, G. A., Tirabassi, T. and Rizza, U., 2002. Evaluation of a New Eddy Diffusivity Parameterisation from Turbulent Eulerian Spectra in Different Stability Conditions. *Atmospheric Environment*, vol. 36, n. 1, pp. 67-76.
- Moreira, D. M., Vilhena, M. T., Tirabassi, T., Costa, C. P., and Bodmann, B., 2006. Simulation of Pollutant Dispersion in the Atmosphere by the Laplace Transform: The ADMM Approach. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 177, n. (1-4), pp. 411–439.

- Panofsky, H. A., Dutton, J. A., 1984. *Atmospheric Turbulence*. John Wiley & Sons, New York.
- Zannetti, P., 1990. *Air Pollution Modelling*. Computational Mechanics Publications, Southampton (UK).