

Avaliação do Risco à Saúde Humana Devido à Ingestão de Água Subterrânea Contaminada: Parte 2 - Simulação Estocástica do Transporte e Avaliação Probabilística do Risco

Júlio Gomes¹, Nelson Oswaldo Luna Caicedo²

jgomes.dhs@ufpr.br; nlcaicedo@yahoo.com.br

Recebido: 14/02/12 - revisado: 16/12/12 - aceito: 13/08/14

RESUMO

O objetivo do presente trabalho é apresentar a simulação estocástica do transporte de contaminantes e a avaliação probabilística do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada baseadas em um caso real de contaminação do solo e da água subterrânea. A abordagem estocástica utilizada consistiu em estabelecer diversas soluções para o problema de transporte de contaminantes a partir de soluções equiprováveis para o problema de fluxo, obtidas através da geração de campos aleatórios de condutividade hidráulica. Foram estabelecidas 200 soluções para o problema de transporte para uma área de estudo retangular de 2 km x 5 km, discretizada em 2500 células. A fonte de contaminação é representada por uma lagoa, utilizada como destinação final de efluentes industriais no passado. Em razão da característica da fonte de contaminação, foram analisados dois cenários: estação chuvosa e estação seca. A diferença básica entre os dois cenários é a retração da lagoa na estação seca, originando uma área de solo contaminado exposto. A abordagem adotada permitiu a definição de distribuições de frequência de concentração de benzeno e de risco para a área em estudo. Os resultados obtidos mostraram uma probabilidade de excedência do limite de risco (um caso adicional de câncer em uma população exposta de um milhão de pessoas) de 4,9% para a estação chuvosa e de 17,4% para a estação seca para um receptor localizado a 50 m da lagoa em um horizonte de 30 anos.

Palavras-chave: avaliação do risco à saúde humana, contaminação de água subterrânea, transporte de contaminante, simulação estocástica.

INTRODUÇÃO

Uma das principais características do problema da contaminação da água subterrânea, em comparação à contaminação das águas de superfície, reside na dificuldade da detecção e no tempo e recursos necessários para a sua remediação.

A tomada de decisão sobre a necessidade de remediação exige, em grande parte dos casos, a modelagem do fluxo e transporte de contaminantes para os locais contaminados com os objetivos de auxiliar no processo decisório e de fornecer informações que ajudem na concepção do sistema de remediação.

O uso da avaliação de risco tem se tornado cada vez mais freqüente no estabelecimento de padrões de qualidade baseados no risco. Isto tem ocor-

rido porque o conceito de risco permite associar ao problema de contaminação da água subterrânea questões como a possibilidade ou não do contato com a contaminação e quais as consequências deste contato.

O presente trabalho tem por objetivo apresentar a simulação estocástica do transporte de contaminantes e a avaliação probabilística do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada baseadas em um caso real de contaminação do solo e da água subterrânea.

A abordagem estocástica aqui utilizada é baseada no uso de várias soluções teoricamente equiprováveis para o problema de fluxo, conforme apresentadas em Gomes e Caicedo (2014), e que foram obtidas a partir da geração de campos aleatórios de condutividade hidráulica (K), procurando representar as incertezas quanto à variabilidade espacial de K. Esse procedimento permitiu estabelecer várias soluções para o problema de transporte e, por consequência, definir distribuições de frequência de concentrações e de risco para a área em estudo.

¹ Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS)/
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

² Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

A avaliação do risco à saúde humana é definida em NRC (1983) como a caracterização qualitativa ou quantitativa dos potenciais efeitos de substâncias específicas sobre a saúde de indivíduos ou populações. A descrição das etapas que compõem a avaliação do risco à saúde humana pode ser encontrada, por exemplo, em NRC (1983), Krewski e Birkwood (1987), NRC (1994) e Louvar e Louvar (1998).

A análise das conseqüências da contaminação do solo e da água subterrânea, quando desenvolvida sob a ótica da propagação do contaminante, se caracteriza pela comparação entre concentrações estimadas e concentrações limites definidas pela legislação, como CONAMA (2008). Esta forma de abordagem tem sido substituída por metodologias que levam em consideração os riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Khadam e Kaluarachchi (2003) destacam a substituição de padrões de qualidade de água por padrões baseados no risco como critérios para a remediação da água subterrânea, por exemplo.

Guimarães (2003) apresenta um panorama do uso do conceito de avaliação do risco à saúde humana no estabelecimento de padrões de remediação baseados no risco no Brasil e em outros países, a saber: Estados Unidos, Holanda, Inglaterra, Alemanha e Canadá, destacando a metodologia RBCA (ação corretiva baseada no risco / *Risk-Based Corrective Action*) como uma das mais usadas e conhecidas no Brasil.

A metodologia RBCA foi apresentada em ASTM (1995) e encontra-se detalhadamente descrita em ASTM (2000). Inicialmente concebida para sítios contaminados por produtos derivados do petróleo, a metodologia foi estendida para a avaliação do risco em sítios contaminados por produtos químicos em geral (ASTM, 1998).

Como exemplo do uso da metodologia RBCA no Brasil, pode-se citar CETESB (2007), onde o procedimento para ações corretivas com base no risco à saúde humana (ACBR) é destacado como uma metodologia eficiente de tomada de decisões baseadas em risco e que foi elaborado tomando como base a metodologia descrita em ASTM (2001) para áreas com problemas de contaminação por hidrocarbonetos derivados de petróleo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo e Dados Básicos

A caracterização do problema do ponto de vista ambiental, a descrição da área de estudo e a definição do modelo conceitual da área de estudo são descritos em Gomes e Caicedo (2014).

As Tabelas 1 e 2 apresentam algumas informações básicas utilizadas na solução do problema de transporte, a partir das informações existentes em Bastos Neto *et al.* (2004). Para a caracterização das propriedades físicas do solo foram utilizados os valores médios apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Propriedades físicas do solo natural à margem da lagoa

Propriedade	Unidade	Variação	Média	Desvio-Padrão
Densidade das partículas	g/cm ³	2,60 – 3,85	3,40	0,43
Densidade do solo	g/cm ³	1,69 – 2,21	1,82	0,19
Porosidade	Adimensional	0,15 – 0,54	0,45	0,13
Porosidade efetiva	Adimensional	0,15 – 0,37	0,23	0,08
Fração de carbono orgânico	%	0,11 – 0,41	0,23	0,10

Fonte: Bastos Neto *et al.* (2004)

Tabela 2 - Parâmetros utilizados na simulação dos problemas de fluxo e transporte

Parâmetro	Unidade	Estação	
		Chuvosa	Seca
Espessura da camada de sedimento de fundo	Cm	50	50
Área do espelho de água da lagoa	m ²	329.183	219.183
Área de solo contaminado exposto	m ²	—	110.000
Recarga do aquífero	mm/ano	315	190

Fonte: Bastos Neto *et al.* (2004)

O principal contaminante observado na área de estudo foi o benzeno com uma concentração estimada de 157 ppb nas proximidades da lagoa. O benzeno foi o único contaminante analisado na avaliação de risco devido à alta concentração observada, solubilidade em água e potencial cancerígeno. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*U. S. Environmental Protection Agency* – USEPA) sugere concentrações de benzeno variando entre 1 ppb e 10 ppb para um nível de risco de 10^{-6} , que representa um caso adicional de câncer para uma população de um milhão de pessoas expostas (USEPA, 2000). Como um exemplo no Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do estado de São Paulo sugere 5 ppb como um valor orientador para intervenção nas águas subterrâneas (CASARINI *et al.*, 2001).

Solução do Problema de Transporte em Meio Saturado

O modelo computacional usado para a análise do problema de transporte foi o modelo TRANSPSAT, que trata do transporte tridimensional de um contaminante dissolvido em um meio poroso saturado sujeito aos processos de dispersão, advecção e sorção, sob regime de fluxo permanente. Adicionalmente, considera-se equilíbrio local e sorção linear. O modelo TRANSPSAT resolve numericamente a equação a seguir e sua concepção é descrita em Gomes (2008).

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (C v_i) + \frac{q_e}{\phi_e} C_e \quad (1)$$

onde: C = concentração do contaminante dissolvido [ML^{-3}]; D_{ij} = coeficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2T^{-1}]; v_i = velocidade média na escala do poro na direção do eixo coordenado x_i [LT^{-1}]; q_e = fluxo volumétrico de fonte/sumidouro externos por unidade de volume do aquífero [T^{-1}]; C_e = concentração de contaminante dissolvido em fonte/sumidouro externos [ML^{-3}]; ϕ_e = porosidade efetiva [adimensional]; R = coeficiente de retardo [adimensional]; x_i = distância ao longo do respectivo eixo coordenado x_i [L]; e t = tempo [T].

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_{ij}), presente na Equação 1, pode ser assim definido (BEAR e VERRUIJT, 1987):

$$D_{ii} = \alpha_L \frac{v_i^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_j^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_k^2}{|v|} + D_m$$

$$D_{ij} = D_{ji} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_i v_j}{|v|}$$

onde α_L e α_T são os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal, respectivamente, e D_m é o coeficiente de difusão molecular.

Sob a hipótese de equilíbrio local e sorção linear, o coeficiente de retardo (R), presente na Equação 1, pode ser definido como:

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\phi_e}$$

onde: ρ_b = densidade aparente do solo [M/L^3]; ϕ_e = porosidade efetiva [adimensional]; e K_d = coeficiente de partição [L^3/M]. Discussões a respeito de K_d e do processo de partição de um contaminante entre as fases sólida e aquosa podem ser encontradas em vários textos relativos ao transporte de contaminantes em meio poroso, como por exemplo, Charbeneau (2000).

O desenvolvimento do modelo TRANSPSAT foi baseado principalmente no trabalho de Zheng (1990). O referido trabalho representa a base do modelo computacional MT3D, um dos modelos computacionais mais populares de transporte em meio poroso saturado. O método utilizado para a solução numérica do problema de transporte em meio poroso saturado é o método das características modificado (MMOC).

No modelo TRANSPSAT são considerados dois processos externos ao aquífero: recarga e conexão hidráulica com uma lagoa. A diferença básica do modo de contribuição para o problema de transporte dos dois processos externos mencionados é que, em termos de entrada de massa de contaminante no aquífero, a contribuição da recarga é variável no tempo, devido à propagação do contaminante através do solo, enquanto a contribuição da lagoa é constante no tempo.

Destaca-se ainda que o modelo TRANSPSAT foi desenvolvido para possibilitar a execução de várias simulações consecutivas sem a interferência do usuário, a partir de diferentes campos de níveis do lençol freático e de velocidades de Darcy.

Transporte no Cenário 01 - Estação Chuvosa

O modelo TRANSPSAT utilizou os valores dos níveis do lençol freático e das componentes da velocidade de Darcy nas direções x e y de cada uma das 200 simulações de fluxo realizadas pelo modelo FLUXSAT na análise do problema de fluxo na estação chuvosa (GOMES e CAICEDO, 2014).

O modelo conceitual foi o mesmo utilizado na modelagem do problema de fluxo em Gomes e Caicedo (2014). Especificamente para a modelagem do problema de transporte, estabeleceu-se um horizonte de simulação de 30 anos com discretização temporal (Δt) de 5 dias e que a entrada de contaminante no aquífero no cenário 01 (estação chuvosa) se dá somente através da conexão hidráulica entre a lagoa e o aquífero.

Nas simulações de transporte, adotou-se um valor de 270 m para o coeficiente de dispersão longitudinal (α_L), correspondente a um décimo da distância ao receptor mais afastado da lagoa (GELHAR *et al.*, 1992). O valor de α_L adotado representa certo grau de conservadorismo em relação a receptores mais próximos. Já para o coeficiente de dispersão transversal (α_T), adotou-se o valor de 33,75 m, que corresponde a um oitavo do valor de α_L , conforme sugerido por Charbeneau (2000). Para o benzeno, adotou-se log Kow, coeficiente de partição octanol-água, igual a 2,13 e coeficiente de difusão molecular (D_m) igual a $9,42 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{dia}$, segundo Montgomery e Welton (1991).

Transporte no Cenário 02 - Estação Seca

A principal diferença entre os cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca) consiste na retração da lagoa no período seco.

Em função da discretização espacial adotada no modelo conceitual, a área do espelho de água da lagoa correspondeu a 320.000 m^2 nas simulações do cenário 01 e a 208.000 m^2 nas simulações do cenário 02. Como consequência, há uma mudança do mecanismo de fluxo e transporte para uma área de 112.000 m^2 , que representa a área de solo contaminado exposto pela retração da lagoa. No modelo conceitual, essa área é representada por 28 células (GOMES e CAICEDO, 2014).

Basicamente, esta mudança consiste no fluxo e transporte serem relacionados à recarga natural do aquífero e não mais à conexão hidráulica entre a lagoa e o aquífero. Como consequência direta, devem ser simulados também o fluxo e transporte em meio não saturado.

Fluxo no meio não saturado

O modelo FLUX foi usado para a simulação do fluxo no meio não saturado na área de solo exposto no cenário 02 (estação seca). O referido modelo trata do problema de fluxo unidimensional em meio poroso não saturado sob regime permanente, sendo descrito em Gomes (2008). O referido modelo resolve a equação de Darcy para fluxo de água em meio poroso não saturado (CHARBENEAU, 2000) por um esquema de diferenças finitas implícito.

Em relação ao meio poroso não saturado, a representação do deslocamento de frentes de umedecimento e secamento, fenômenos transitórios característicos do fluxo em meio poroso não saturado, considerando um horizonte de 30 anos, tornaria a solução do problema inviável do ponto de vista computacional e muito difícil de ser implementada, uma vez que seria necessária a previsão da precipitação para permitir a simulação das frentes de umedecimento e secamento.

O problema do efeito da variabilidade temporal de curto-termo no transporte de longo-termo de contaminantes em solos foi investigado por Wierenga (1977), Beese e Wierenga (1980) e Marshall *et al.* (2000). Os resultados obtidos mostraram que a frente de contaminação média, originada a partir de uma longa seqüência de chuvas geradas aleatoriamente, tende à frente de contaminação obtida a partir da consideração de uma taxa constante de infiltração. Segundo Marshall *et al.* (2000), o uso de taxas constantes de infiltração, em substituição a taxas de infiltração variáveis ao longo de muitos anos, não resulta em erros significativos na estimativa do transporte e resulta em uma economia em esforço computacional e coleta de dados.

Os dados básicos necessários para o modelo FLUX referem-se aos parâmetros que definem a curva de retenção do solo. O modelo teórico adotado para a representação da curva de retenção do solo corresponde ao modelo sugerido por van Genuchten (1980). Os parâmetros do modelo foram determinados utilizando-se o modelo computacional RETC (van GENUCHTEN *et al.*, 1991) e um conjunto de dados de 8 amostras de curvas de retenção de solo, obtidos a partir de BRAIN (2004) e Bastos Neto *et al.* (2004) para a área de estudo.

Adotou-se uma espessura de camada de sedimentos de fundo de 50 cm, que corresponde também à espessura da camada de solo exposto, conforme representado na Figura 1, e uma condutividade hidráulica vertical de $1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$, equivalente a 0,864 cm/dia. Assumiu-se ainda uma profundidade média da lagoa de 20 cm, conforme em Brain

(2004) e Bastos Neto *et al.* (2004). Esses valores correspondem aos adotados nas simulações de fluxo em meio poroso saturado (GOMES e CAICEDO, 2014).

A Figura 1 apresenta um corte vertical da área da lagoa com o objetivo de mostrar o modelo conceitual adotado para representar o fluxo e o transporte no meio não saturado e o mecanismo de entrada do contaminante no meio saturado no cenário 02 (estação seca).

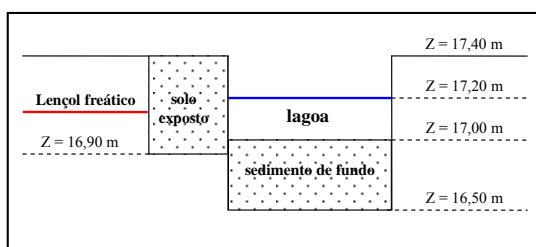


Figura 1 - Corte vertical do modelo conceitual na área da lagoa para o cenário 02 (estação seca)

Como observado na Figura 1, a camada de solo contaminado exposto possui uma nível de base de 16,90 m. A comparação do referido nível com o nível do lençol freático permite definir duas situações distintas em termos de fluxo e transporte na área de solo exposto.

A primeira situação (situação 01) corresponde à condição na qual o nível do lençol freático encontra-se acima do nível 16,90 m. Para esta condição, não existe a necessidade de simulação do fluxo e transporte no meio não saturado porque a entrada do contaminante se faz diretamente no meio saturado. A segunda situação (situação 02) corresponde à condição na qual o nível do lençol freático encontra-se abaixo do nível 16,90 m. Para esta condição, existe a necessidade de simulação do fluxo no meio não saturado porque há uma distância entre a base da camada de solo exposto e o nível do lençol freático.

A Figura 2 procura ilustrar o modo como as 28 células que representam a área de solo contaminado exposto foram classificadas em situação 01 (sem fluxo e transporte no meio não saturado) e situação 02 (com fluxo e transporte no meio não saturado) em uma dada simulação.

Para a simulação do fluxo no meio não saturado, associou-se uma coluna de solo contaminado a cada célula classificada como situação 02. O comprimento de cada coluna foi definido pela distância entre a base da camada de solo exposto (16,90 m) e o nível do lençol freático. Este comprimento corres-

põe à distância na qual se dá o fluxo e o transporte no meio não saturado.

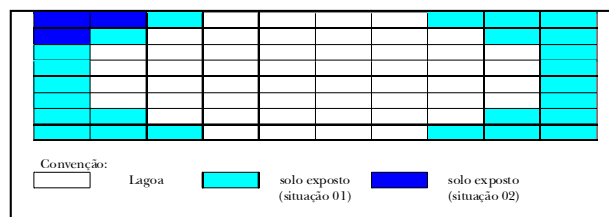


Figura 2 - Classificação das células da área de solo exposto para a simulação do fluxo e transporte no meio não saturado para o cenário 02 em uma dada simulação

O fluxo nas colunas associadas às células classificadas como situação 02 foi então simulado, utilizando-se o modelo FLUX em uma versão modificada que identifica se para determinada célula ocorre a situação 01 ou a situação 02 pela comparação entre os níveis do lençol freático calculados pelo modelo FLUXSAT e o nível de base da camada de solo exposto (16,90 m).

O modelo FLUX calcula os valores de grau de saturação e as cargas hidráulicas para uma coluna de solo não saturado, a partir da recarga e das características do solo, e que servem de entrada para o modelo TRANSP, que trata do transporte unidimensional em meio poroso não saturado.

Transporte no meio não saturado

O modelo TRANSP foi utilizado para a simulação do transporte no meio não saturado. O referido modelo trata do problema de transporte unidimensional em meio poroso não saturado sob regime permanente, sendo descrito de modo detalhado em Gomes (2008).

O esquema numérico adotado para a solução do problema de transporte em meio não saturado é uma simplificação do esquema numérico adotado por Cota (2000), em razão da hipótese de fluxo permanente para o meio não saturado, e consiste de um esquema de diferenças finitas implícito. A versão utilizada do modelo TRANSP permite várias simulações com diversas colunas de solo contaminado, inclusive identificando se para determinada coluna ocorre a situação 01 (sem transporte no meio não saturado) ou a situação 02 (com transporte no meio não saturado). A variação da concentração de entrada do contaminante no aquífero ao longo do tempo foi estabelecida para todas as 28 colunas de solo contaminado em cada uma das 200 simulações reali-

zadas pelo modelo TRANSP e foram utilizadas como condição de contorno para as simulações de transporte no meio saturado.

A Figura 3 ilustra um exemplo da variação da concentração de entrada do contaminante no aquífero para a situação 01 (sem transporte no meio não saturado) e para a situação 02 (com transporte no meio saturado).

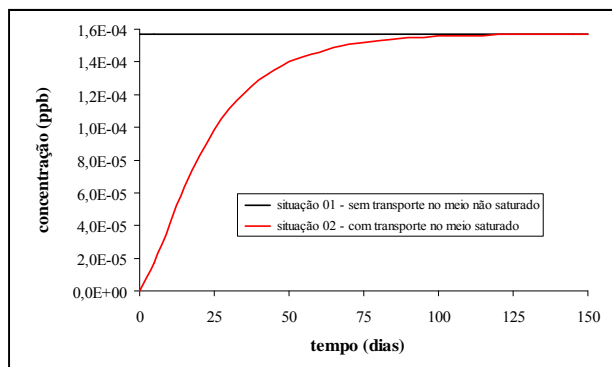


Figura 3 - Variação da concentração de entrada do contaminante no aquífero para a região de solo exposto

Transporte no meio saturado

As simulações de transporte no meio saturado, realizadas pelo modelo TRANSPSAT, utilizaram basicamente as velocidades de Darcy nas direções x e y e os níveis do lençol freático, obtidos pelo modelo FLUXSAT (GOMES e CAICEDO, 2014), e os perfis de concentração ao longo do tempo na interface entre os meios porosos saturado e não saturado, obtidos pelo modelo TRANSP.

Avaliação de Risco

A avaliação do risco à saúde humana propriamente dita seguiu metodologia descrita em USEPA (1989), ASTM (1995) e ASTM (2000). A avaliação limitou-se ao cálculo do risco incremental de câncer (RIC), relacionado à ingestão oral de água subterrânea contaminada com benzeno, considerando-se que este é um contaminante reconhecidamente carcinogênico.

Em uma análise preliminar, foram considerados três receptores localizados a 50 m e a 2700 m ao norte da lagoa e a 800 m a leste da lagoa. Todos os receptores foram considerados localizados sobre eixos de simetria em relação à lagoa. Os resultados iniciais indicaram que apenas o receptor 01 locali-

zado a 50 m ao norte da lagoa estaria exposto a algum risco significativo pela proximidade à lagoa.

As expressões para o cálculo da exposição diária média (DDM) e do risco incremental de câncer (RIC) são apresentadas a seguir (KOLLURU, 1996):

$$DDM = \frac{CW \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

onde DDM = exposição (dose) diária média (mg/kg/dia); CW = concentração do contaminante na água (mg/L); IR = taxa de ingestão diária de água (L/dia); EF = frequência de exposição (dias/ano); ED = duração da exposição (anos); BW = peso corporal (kg); AT = tempo sobre o qual se considera a média (dias).

$$RIC = DDM \times SF \quad (3)$$

onde RIC = risco incremental de câncer (casos adicionais de câncer por população exposta); SF = fator de declividade ou *slope-factor* ([mg/kg/dia]⁻¹).

Os valores de concentração (CW) usados para a estimativa da DDM referem-se às concentrações estimadas para tempo (t) igual a 30 anos. A adoção desta concentração para o cálculo da DDM representa uma hipótese conservadora, já que o receptor 01 é submetido a valores inferiores a esta concentração ao longo de parte do período de exposição. Na avaliação do risco foram consideradas 200 simulações de transporte feitas pelo modelo TRANSPSAT.

O horizonte de tempo (30 anos) foi escolhido de acordo com a duração da exposição (ED) normalmente usada para a avaliação dos efeitos cancerígenos (KOLLURU, 1996; CETESB, 2007).

O valor de AT usualmente utilizado para avaliação dos efeitos cancerígenos é 70 anos (KOLLURU, 1996). Segundo IBGE (2008), a expectativa de vida para o estado brasileiro onde se situa a área de estudo é 70,4 anos. Portanto, a adoção do valor sugerido por Kolluru (1996) ou da expectativa de vida para AT conduz a resultados próximos entre si. No presente estudo, adotou-se o valor de 70 anos para a estimativa da DDM.

A Tabela 3 apresenta os demais parâmetros usados para a estimativa da DDM. Os valores apresentados na referida tabela são relativos a um padrão de exposição de uma pessoa adulta, residente no local e cuja via de exposição é a ingestão oral de água contaminada.

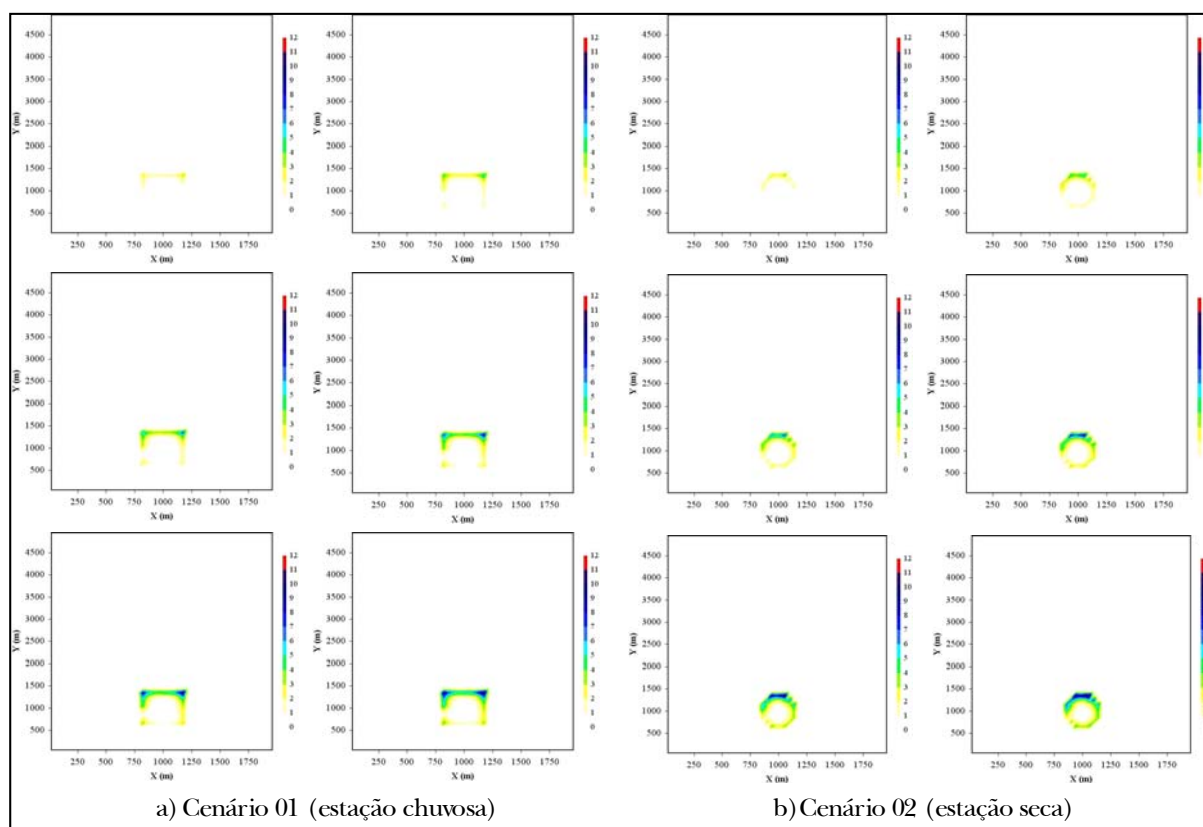


Figura 4 - Superfícies de concentração média de benzeno (em ppb) para os horizontes de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos

Tabela 3 - Parâmetros utilizados para a estimativa da dose diária média (DDM)

Parâmetro	Unidade	Valor adotado
Taxa de ingestão diária de água	L/dia	3
Frequência de exposição ¹	dias/ano	365
Duração da exposição ²	ano	30
Peso corporal ¹	kg	60

Fonte: ¹ Casarini *et al.* (2001); ² Kolluru (1996)

A taxa de ingestão diária de água normalmente recomendada para avaliações de risco à saúde humana é 2 L/dia (USEPA, 1989; KOLLURU, 1996; CASARINI *et al.*, 2001). Contudo, em função das condições climáticas da área de estudo, utilizou-se o valor de 3 L/dia.

USEPA (2000) apresenta uma faixa de valores para o fator de declividade (SF) oral para o contaminante benzeno e que compreende o intervalo entre $1,5 \times 10^{-2}$ e $5,5 \times 10^{-2}$ (mg/kg/dia)⁻¹. Estes valores são referentes a uma população padrão com um peso corporal de 70 kg. Para populações com peso diferente do peso da população padrão, USEPA

(1997) sugere o cálculo de um fator de correção (FC) para o fator de declividade (SF), utilizando-se a Equação 4:

$$FC = \left(\frac{BW}{70} \right)^{1/3} \quad (4)$$

A partir do valor de BW apresentado na Tabela 3 e da Equação 4, os limites do intervalo para o fator de declividade (SF) oral do contaminante benzeno foram corrigidos para $1,43 \times 10^{-2}$ e $5,23 \times 10^{-2}$ (mg/kg/dia)⁻¹. Este intervalo foi utilizado para determinar, a partir da Equação 3, duas distribuições de frequências para o risco incremental de câncer (RIC), denominadas aqui de *curva inferior* e *curva superior* do risco.

RESULTADOS E ANÁLISE

Simulações de Transporte

A Figura 4 apresenta as superfícies de concentração média de benzeno (em ppb) para os hori-

zontes de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos para os cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca). Verifica-se, a partir da Figura 4, que o desenvolvimento da pluma nos dois cenários é bastante influenciada pelos resultados do modelo de fluxo em meio poroso saturado (GOMES e CAICEDO, 2014).

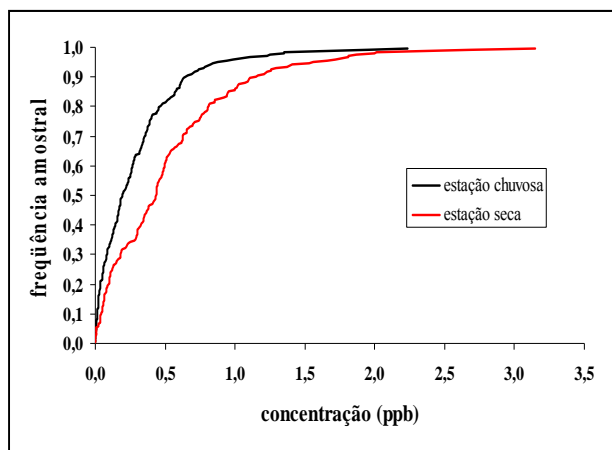


Figura 5 - Comparação das distribuições de frequência de concentração de benzeno (receptor 01) para 30 anos nos cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca)

A Figura 5 apresenta a comparação das distribuições de frequência de concentração de benzeno nos dois cenários para o receptor considerado no estudo e para um horizonte de 30 anos.

Verifica-se, a partir da Figura 5, que o cenário 02 (estação seca) representou um cenário mais crítico para o receptor 01 em termos de concentração para o horizonte de 30 anos, pois tem-se maiores concentrações de benzeno para a mesma frequência amostral.

Avaliação de Risco à Saúde Humana

A Figura 6 apresenta as superfícies de risco médio para os horizontes de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos para os cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca).

Como era de se esperar, verifica-se, a partir da Figura 6, que a geometria das superfícies de risco médio são bastante influenciadas pelo desenvolvimento das plumas de contaminação nos dois cenários, que, por sua vez, são influenciadas pelos resultados do modelo de fluxo em meio poroso saturado (GOMES e CAICEDO, 2014). Outra conclusão evidente é que o risco diminui com a distância em relação à fonte de contaminação (lagoa).

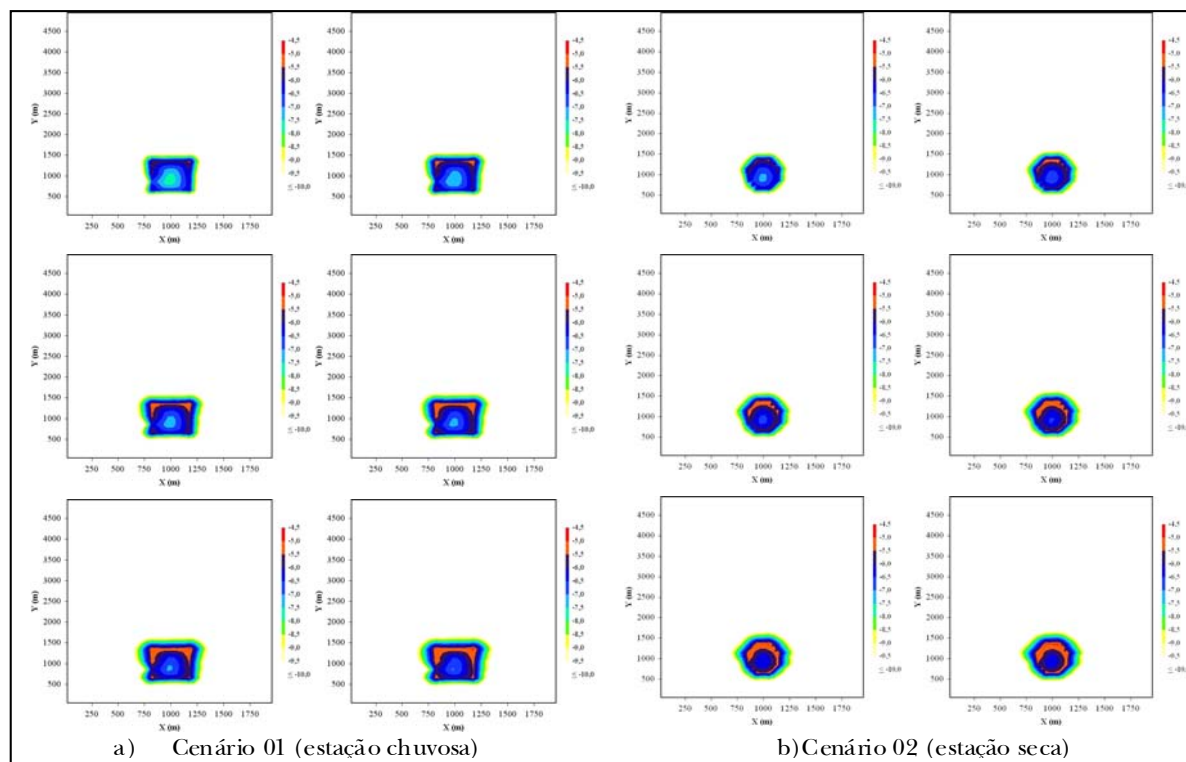


Figura 6 - Superfícies de risco médio para os horizontes de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos

As Figuras 7 e 8 mostram respectivamente uma comparação das curvas inferior e superior de risco incremental de câncer (RIC) estimadas para o receptor 01 nos dois cenários.

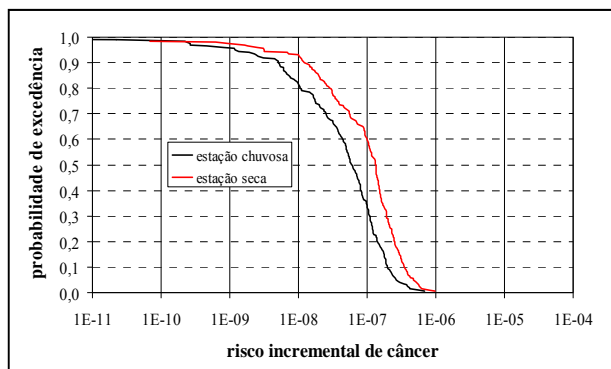


Figura 7 - Comparação da curva inferior de RIC para o receptor 01 nos cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca)

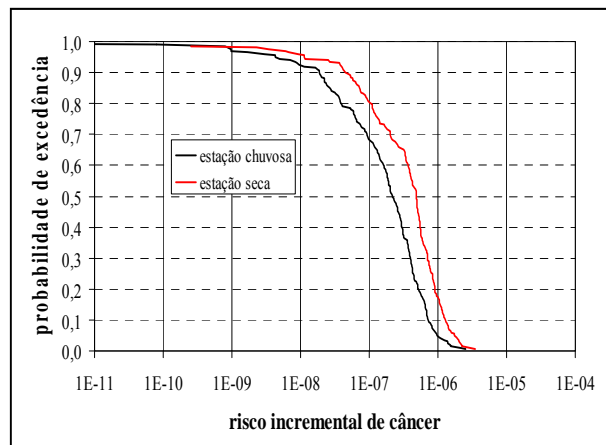


Figura 8 - Comparação da curva superior de RIC para o receptor 01 nos cenários 01 (estação chuvosa) e 02 (estação seca)

Tabela 4 - Estimativas da probabilidade do RIC exceder os limites usuais para o risco incremental de câncer para o receptor 1 (cenário 01 – estação chuvosa)

Limite para o risco	Probabilidade de exceder o limite de risco	
	curva inferior	curva superior
1×10^{-6}	< 0,5 %	4,9 %
1×10^{-5}	< 0,5 %	< 0,5 %
1×10^{-4}	< 0,5 %	< 0,5 %

Tabela 5 - Estimativas da probabilidade do RIC exceder os limites usuais para o risco incremental de câncer para o receptor 1 (cenário 02 – estação seca)

Limite para o risco	Probabilidade de exceder o limite de risco	
	Curva inferior	Curva superior
1×10^{-6}	< 0,5 %	17,4 %
1×10^{-5}	< 0,5 %	< 0,5 %
1×10^{-4}	< 0,5 %	< 0,5 %

Tabela 6 - Grandezas relacionadas ao fluxo na região próxima ao receptor 01 (fronteira norte da lagoa)

Grandeza	Cenário 01 (estação chuvosa)	Cenário 02 (estação seca)
Contribuição máxima da lagoa (m^3/dia)	0,44	0,60
Velocidade de Darcy média (m/dia)	$1,41 \times 10^{-4}$	$1,73 \times 10^{-4}$
Velocidade de Darcy máxima (m/dia)	$5,85 \times 10^{-4}$	$6,71 \times 10^{-4}$
Gradiente hidráulico médio (%)	0,20	0,25

Verifica-se, a partir das Figuras 7 e 8, que o cenário 02 representa uma condição mais crítica em termos do risco para o receptor 01. Esta mesma conclusão pode ser obtida quando se comparam os valores apresentados nas Tabelas 4 e 5 que mostram estimativas da probabilidade dos limites usuais de RIC serem excedidos para os dois cenários.

A causa direta para o resultado obtido na comparação das curvas de RIC calculadas para os cenários 01 e 02 são as distribuições de frequências de concentrações estimadas para o receptor 01 nos referidos cenários e que foram utilizadas para o cálculo do RIC.

Um aspecto importante a ser analisado são as condições de fluxo junto à fronteira norte da lagoa, devido à proximidade do receptor 01. A Tabela 6 apresenta algumas grandezas relacionadas ao fluxo na região próxima ao receptor 01 (fronteira norte da lagoa).

Como pode-se observar, a partir dos dados apresentados na Tabela 6, as grandezas relacionadas ao fluxo na região próxima ao receptor 01 apresentam maiores valores para o cenário 02. A principal justificativa para este fato são os gradientes hidráulicos verificados na região em análise e que se apresentaram maiores para o cenário 02.

Em razão dos resultados apresentados na Tabela 6, verifica-se que a existência da lagoa parece representar uma perturbação mais significativa para o escoamento na região próxima ao receptor 01 no cenário 02 (estação seca) do que no cenário 01 (estação chuvosa), considerando-se as condições de contorno impostas ao modelo de fluxo em meio poroso saturado (GOMES e CAICEDO, 2014). Este fato também ajuda a explicar os resultados obtidos.

Uma terceira causa investigada que colabora para os resultados obtidos é o modo como a retração da lagoa foi considerada. Segundo em Gomes e Caicedo (2014), a diminuição da área da lagoa do cenário 01 para o cenário 02 se deu principalmente no sentido Leste-Oeste e não no sentido Norte-Sul. Deste modo, a distância do receptor 01 até a fronteira norte da lagoa foi praticamente a mesma nos dois cenários.

Uma última causa destacada é a própria forma das plumas médias de contaminação nos cenários 01 e 02, apresentadas pela Figura 4. Para o cenário 01 (estação chuvosa), as maiores concentrações tendem a acontecer junto aos vértices do retângulo que define a área da lagoa. Já para o cenário 02 (estação seca), as maiores concentrações ocorrem ao longo do eixo de simetria da lagoa na direção Sul-Norte, que coincide justamente com a localização do receptor 01.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da avaliação de risco mostraram uma probabilidade de excedência do limite para o risco (um caso adicional de câncer em uma população exposta de um milhão de pessoas) de 4,9% para o cenário 01 (estação chuvosa) e de 17,4% para o cenário 02 (estação seca), considerando-se a curva superior de risco.

Os resultados da avaliação de risco mostraram que o cenário 02 representa uma condição mais crítica em termos do risco para um receptor localizado 50 m ao norte da fonte de contaminação (lagoa) do que o cenário 01. A causa direta para o resultado obtido na comparação do risco incremental de câncer (RIC) calculado para os cenários 01 e 02 são as distribuições de frequência de concentrações estimadas para o receptor 01 nos referidos cenários e que foram utilizadas para o cálculo do RIC.

As concentrações, por sua vez, são influenciadas pelas condições impostas nas simulações de fluxo em meio poroso saturado, apresentadas em Gomes e Caicedo (2014), onde se verifica que a presença da lagoa (fonte de contaminação) representa uma perturbação mais importante sobre os níveis do aquífero no cenário 02 (estação seca) do que no cenário 01 (estação chuvosa).

REFERÊNCIAS

- ASTM. American Society for Testing and Materials. *Risk-based corrective action applied at petroleum release sites*. ASTM, 1995. (ASTM E 1739-95).
- ASTM. American Society for Testing and Materials. *Remediation of ground water by natural attenuation at petroleum release sites*. ASTM, 1998. (ASTM E 1943-98).
- ASTM. American Society for Testing and Materials. *Standard guide for risk-based corrective action*. ASTM, 2000. (ASTM E 2081-00).
- ASTM. American Society for Testing and Materials. *Guide for risk based corrective action at chemical release sites*. ASTM, 2001. (ASTM 204-01, 2001).
- BASTOS NETO, A.; CAICEDO, N. L.; FINOTTI, A. R.; MARQUES, P. E. *Avaliação de risco ambiental na área da lagoa de baixo: polo de Guamaré: PETROBRAS-RN*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Núcleo de Avaliação e Remediação de Áreas Contaminadas, 2004. 55 p.

- BEAR, J.; VERRUIJT, A. *Modeling groundwater flow and pollution*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1987. 414 p.
- BEESE, F.; WIERENGA, P. J. Solute transport through soil with adsorption and root water uptake computed with a transient and a constant-flux model. *Soil Science*, v. 129, p. 245-253, 1980.
- BRAIN. *Relatório de diagnóstico geoambiental*. BRAIN: Petrobrás: Pólo Industrial de Guamaré, 2004.
- CASARINI, D. C. P. et al. *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas para o estado de São Paulo*. São Paulo : CETESB, 2001. 73 p. + apêndices. (Série Relatórios Ambientais).
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Ações corretivas baseadas em risco (ACBR) aplicadas a áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros combustíveis líquidos: procedimentos*. São Paulo: CETESB, 2007. 59 p. Anexo VII.
- CHARBENEAU, R. J. *Groundwater hydraulics and pollutant transport*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2000. 593 p.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências*. Resolução n. 396, de 3 de abril de 2008.
- COTA, S. D. S. *Modelagem da contaminação de aquíferos livres por NAPLs residuais na zona não saturada*. Porto Alegre : UFRGS : IPH, 2000. 167 p. Tese de doutoramento submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- GELHAR, L. W.; WELTY, C.; REHFELDT, K. W. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, v. 7, n. 6, p. 1511-1521, 1992.
- GOMES, J. *Uso de uma abordagem estocástica para a avaliação do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada*. Porto Alegre : IPH/ UFRGS, 2008. 302 p. Tese de Doutorado submetida ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- GOMES, J.; CAICEDO, N. O. L. Avaliação do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada: simulação estocástica do fluxo em meio poroso saturado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2014 (nesse número).
- GUIMARÃES, C. H. D. *Avaliação de risco ambiental de sítios contaminados por hidrocarbonetos de petróleo*. Rio de Janeiro : COPPE/UFRJ, 2003. 315 p. Dissertação de mestrado submetida ao corpo docente da Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- KHADAM, I.; KALUARACHCHI, J. J. Applicability of risk-based management and the need for risk-based economic decision analysis at hazardous waste contaminated sites. *Environmental International*, v. 1045, p. 1-17, 2003.
- KREWSKI, D.; BIRKWOOD, P. L. Risk assessment and risk management : a survey of recent models. In: LAVE, L. B., edit. *Risk assessment and management*. New York : Plenum Press, 1987. p.399-406.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira 2008*. Rio de Janeiro : IBGE, 2008. Estudos e Pesquisas. Informação Demográfica e Socioeconômica n. 23.
- LOUVAR, J. F; LOUVAR, B. D. *Health and environmental risk analysis : fundamentals with applications*. Upper Saddle River : Prentice Hall, 1998. 678 p. (Hall PTR Environmental Management & Engineering Series, v. 2).
- KOLLURU, R. V. Health risk assessment: principles and practices. In: KOLLURU, R. V. et al., edits. *Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals*. New York : Mc-Graw Hill, 1996. p.4.3-4.68.
- MARSHALL, J. D.; SHIMADA, B. W.; JAFFE, P. R. Effect of temporal variability in infiltration on contaminant transport in the unsaturated zone. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 46, pp. 151-161, 2000.
- MONTGOMERY, J. H.; WELTON, L. M. *Groundwater chemical desk reference*. Chelsea: Lewis, 1991. 2 volumes.
- NRC. National Research Council. Commission on Life Sciences. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. *Risk assessment in the federal government: managing the process*. Washington : National Academy Press, 1983. 191p.
- NRC. National Research Council. Commission on Life Sciences. Board on Environmental Studies and Toxicology. Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants. *Science and judgement in risk assessment*. Washington : National Academy Press, 1994. 651 p.
- USEPA. U. S. Environmental Protection Agency. *Risk assess-*

ment guidance for superfund (RAGS). Washington : USEPA, 1989. Vol. 1, Human Health Evaluation Manual (part A), 1989. (EPA/540/1-89/002).

USEPA. U. S. Environmental Protection Agency. *Exposure factors handbook*. Washington : USEPA, 1997. Vol. 1, General Factors, 1997. (EPA/600/P-95/002Fa).

USEPA. U. S. Environmental Protection Agency. Integrated risk information system (IRIS). *Benzene (CASRN 71-43-2): IRIS summaries: carcinogenicity assessment for lifetime exposure*. USEPA, 2000. Disponível em: <http://www.epa.gov/nceal/iris/subst/0276.htm>.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society America Journal*, 1980. vol. 44. p 892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M. T.; LEIJ, F. J.; YATES, S. R. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. Ada: USEPA, 1991. 92 p. (EPA/600/2-91/065).

WIERENGA, P. J. Solute distribution profiles computed with steady-state and transient water movement models. *Soil Science Society American Journal*, v. 41, p. 1050-1055, 1977.

ZHENG, C. *MT3D : a modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems*. Rockville : S.S. Papadoulos & Associates, 1990. Páginação Irregular.

Human Health Risk Assessment Due To The Ingestion Of Contaminated Groundwater: Part 02 – Stochastic Simulation Of Transport And Probabilistic Risk Assessment

ABSTRACT

The aim of this paper is to present both the stochastic simulation of contaminant transport and the probabilistic human health risk assessment due to ingestion of contaminated groundwater. The study was based on a real case of soil and groundwater contamination. The stochastic approach consisted of establishing several solutions for the contaminant transport problem, using various equiprobable solutions to the flux problem. The flux problem solutions were determined through the generation of hydraulic conductivity random fields. Two hundred solutions to the transport problem were established for a rectangular 2 km x 5 km study area, discretized into 2500 cells. The contamination source is represented by a pond, used in

the past for industrial effluent disposal. Due to the characteristic of the contamination source, two scenarios were analyzed: rainy season and dry season. The basic difference between the two scenarios is the pond area which decreases in the dry season, resulting in an exposed contaminated soil area. The approach allowed the definition of frequency distributions to both benzene concentration and risk for the study area. The results showed a probability of exceeding the risk-limit (one additional case of cancer in a exposed population of one million people) of 4.9% for a rainy season scenario and 17.4% for the dry season scenario, considering a receptor located 50 m from the contaminated pond and a time horizon of 30 years.

Key-words: *human health risk assessment, groundwater contamination, contaminant transport, stochastic simulation.*