

MODELO COMPUTACIONAL PARA O CÁLCULO DO ÍNDICE DE LIXIVIAÇÃO E AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS¹

Mauro Aparecido Martinez²; Edson de Oliveira Vieira³;
Hélio Teixeira Prates⁴ & Antônio Teixeira de Matos⁵

Resumo - A forma inadequada e indiscriminada do uso de pesticidas promove uma série de problemas agrônômicos e ambientais, como a contaminação do solo e das águas subterrâneas. Desenvolveu-se, neste trabalho, um modelo computacional para calcular o índice de lixiviação de pesticidas utilizando o conceito de fugacidade e considerando as características físico-hídricas do solo, os parâmetros físicos e químicos do pesticida e dados climatológicos. O modelo, denominado HIDROSOLO, foi usado para calcular índices de lixiviação para três inseticidas (Carbofuran, Prometrin e Carbaryl) e um herbicida (Fonofos), todos utilizados no Distrito de Irrigação do Gorutuba (DIG), Município de Janaúba, Norte de Minas Gerais. A partir dos índices calculados para 14 pontos de amostragem dentro do distrito, foram gerados mapas contendo os limites das áreas classificadas como sendo de sem, baixo, moderado, médio e alto potencial de risco de contaminação de águas subterrâneas. O HIDROSOLO, associado a um sistema de informação geográfica, revelou ser uma ferramenta valiosa na caracterização de áreas com diferentes potenciais de riscos de contaminação de águas subterrâneas, fornecendo subsídios para o planejamento de ações de controle ambiental.

Abstract - The inadequate and indiscriminate form of the pesticide use promotes a series of agronomic and environmental problems, as the contamination of the soil and of the subsurface waters. A computational model was developed to calculate the pesticide leaching index using the fugacity approach and considering the hydrodynamic characteristics of the soil, the physical and chemical parameters of the pesticide and climatic data. The model, denominated HIDROSOLO, was used to calculate leaching indexes for three insecticides (Carbofuran, Prometrin and Carbaryl)

¹ Parte da tese de doutorado do segundo autor

² Professor Titular, Ph.D., Depto. Engenharia Agrícola/UFV, Viçosa, MG. Tel.: (31) 3899 1910, mmauro@ufv.br

³ Professor Adjunto, DS, Instituto de Ciências Agrárias/Campus Regional-UFMG, Montes Claros, MG. Tel.: (38) 3215 1650, eovieira@nca.ufmg.br

⁴ Pesquisador, Ph.D., CNPMS/EMBRAPA, Sete Lagoas, MG. Tel.: (31) 3779 1000, htprates@cpms.embrapa.br

⁵ Professor Adjunto, DS, Depto. Engenharia Agrícola/UFV, Viçosa, MG. Tel.: (31) 3899 1886, atmatos@ufv.br

and one herbicide (Fonofos), all used in the District of Irrigation of Gorutuba (DIG), in Janaúba, North of Minas Gerais. Starting from the indexes calculated for 14 sampling points inside of the district, maps were generated containing the limits of the areas classified as being of without, lower, moderate, medium and high potential of risk of contamination of underground waters. The HIDROSOLO, associated to a geographical information system, revealed to be a valuable tool in the characterization of areas with different potentials of risks of contamination of subsurface waters and supplying subsidies for the planning of actions of environmental control.

Palavras-Chave - Transporte de solutos; poluição; ambiente.

INTRODUÇÃO

O pesticida é um dos insumos agrícolas que mais contribui para o aumento da produção e, conseqüentemente, dos rendimentos na agricultura, podendo evitar até 40% de perdas das lavouras (RICHARDSON, 1988). Porém, a forma inadequada e indiscriminada do uso de pesticidas promove uma série de problemas agrônômicos e ambientais, como a contaminação de alimentos, solo e águas subterrâneas, trazendo riscos à saúde de animais e dos seres humanos. A agricultura torna-se, assim, um dos maiores responsáveis pela poluição de cursos d'água em todo o planeta (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION-FAO, 1996).

Normalmente os pesticidas utilizados na agricultura atingem o solo e seguem diversas rotas, podendo ficar retidos nas frações orgânica e mineral ou disponível na solução do solo. Estando na solução, o pesticida poderá ser absorvido por microorganismos e plantas, escoado superficialmente, volatilizado para atmosfera, degradado química e biologicamente, ou ainda, transportado para as camadas inferiores do solo podendo atingir o lençol freático. A intensidade em que ocorrerão esses processos no solo dependerá das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio e físico-químicas do pesticida, além de fatores externos como o climático (REGITANO et. al., 2000; KOSKINEN e HARPER, 1990).

As águas subterrâneas não são tão facilmente contaminadas quanto as águas superficiais. No entanto, uma vez contaminada, altos custos e longo período de tempo são necessários para sua remediação, comparativamente ao que é necessário às águas superficiais, o que torna a predição e prevenção de contaminação dessas águas de extrema importância. Neste contexto, o uso de modelos computacionais pode auxiliar na predição da contaminação das águas subterrâneas, permitindo enorme economia de tempo e de recursos financeiros (WAGENET e RAO, 1985; NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990; RAMSAY et al., 2002; FILIZOLA et al., 2003).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 1987) agrupou os métodos de avaliação de contaminação das águas subterrâneas em três categorias (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993), dentre as quais há uma categoria que emprega índices relacionados a potencialidade de lixiviação de um composto químico no perfil do solo. Nesta categoria encontram-se vários índices que foram desenvolvidos na tentativa de classificar os pesticidas quanto ao risco de contaminar as águas subterrâneas. Alguns se baseiam apenas no coeficiente de partição carbono-água do composto e na meia vida (GUSTAFSON, 1989), outros consideram alguns parâmetros físico-químicos dos compostos e do solo ou de cada um deles de forma isolada e pouco interativa (LOAGUE et al. 1989, e MEEKS e DEAN, 1990). BACCI e GAGGI (1993) desenvolveram um índice, que melhor contempla a interação pesticida-solo, a partir do conceito de fugacidade utilizado para gases. A fugacidade introduz, na relação pesticida-solo, o conceito termodinâmico de transferência de massa entre compartimentos ambientais ou fases (atmosfera, água, solo, biota, sólidos suspensos e sedimentos) e pode ser compreendida como uma tendência de escape de uma substância de uma determinada fase do ambiente. Assim, essas fases podem transferir ou trocar solutos entre si com base em suas fugacidades. O equilíbrio entre diferentes fases é atingido quando as tendências de escape de cada fase se igualam (MACKAY e PATERSON, 1981 e 1982). Uma característica da fugacidade é que, geralmente, relaciona-se linearmente com a concentração, quando esta é baixa no meio, o que normalmente se aplica aos contaminantes ambientais (MACKAY e PATERSON, 1981).

Considerando a necessidade de se prever o risco de contaminação das águas subterrâneas, desenvolveu-se, partir do conceito de fugacidade, um modelo computacional para calcular o índice de lixiviação considerando-se as características físico-hídricas do solo, parâmetros físico-químicos do pesticida e dados climatológicos. Os índices de lixiviação calculados foram usados em um sistema de informação geográfico para gerar mapas de potencial de risco de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas, no Distrito de Irrigação do Gorutuba, Município de Janaúba, Norte de Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

Modelo matemático do índice de lixiviação

A quantidade de pesticida lixiviada de uma camada de solo no intervalo de tempo $\Delta t = t_2 - t_1$ pode ser estimada por (BACCI e GAGGI, 1993):

$$LM_t = \int_{t_1}^{t_2} J_{L(t)} dt \quad (1)$$

em que LM_t é a massa total do composto lixiviada da camada do solo no intervalo de tempo Δt por unidade de área (ML^{-2}) e $J_{L(t)}$ é o fluxo do composto lixiviado ($ML^{-2}T^{-1}$).

Assumindo cinética de primeira ordem, o fluxo do composto lixiviado pode ser estimado por:

$$J_{L(t)} = J_{L(0)} \exp(-k_{dis}t) \quad (2)$$

em que $J_{L(0)}$ é o fluxo inicial de lixiviação do pesticida no solo ($ML^{-2}T^{-1}$), k_{dis} representa a taxa permanente de perda do composto (T^{-1}) e t é o tempo decorrido do início do processo (T).

Substituindo a equação 1 em 2 e integrando-a, tem-se:

$$LM_t = J_{L(0)} \frac{1}{k_{dis}} [\exp(-k_{dis}t_1) - \exp(-k_{dis}t_2)] \quad (3)$$

Considerando que t_1 seja igual a zero no momento de aplicação do pesticida, a quantidade lixiviada no tempo 't' após essa aplicação é calculada por:

$$LM_t = \frac{J_{L(0)}}{k_{dis}} [1 - \exp(-k_{dis}t)] \quad (4)$$

O valor de LM_t pode ser expresso como uma fração da quantidade de pesticida aplicada ao solo dividindo-se a equação 4 por esta quantidade, isto é:

$$Li = \frac{J_{L(0)}}{M_0 k_{dis}} [1 - \exp(-k_{dis}t)] \quad (5)$$

em que M_0 é a massa inicial do pesticida aplicada por unidade de área (ML^{-2}) e, padronizando-se uma camada de solo e um intervalo de tempo, Li pode ser usado como um índice de lixiviação potencial (adimensional).

O fluxo inicial de lixiviação do pesticida no solo, $J_{L(0)}$ na equação 2, pode ser estimado usando-se o conceito de fugacidade (MACKAY, 1991, BACCI E GAGGI, 1993) na equação:

$$J_{L(0)} = f \frac{D_{Lix}}{A} \quad (6)$$

em que f é a fugacidade do pesticida ($ML^{-1}T^{-2}$), D_{Lix} é o parâmetro que expressa a reação do pesticida à lixiviação (LT) e A é a área da superfície onde foi aplicado o pesticida (L^2). O parâmetro de reação do pesticida à lixiviação é influenciado pela recarga do aquífero, pela solubilidade do pesticida e pela pressão de vapor do mesmo, sendo calculado usando a equação:

$$D_{Lix} = R_L \frac{S_p}{P_v} \quad (7)$$

em que R_L é a recarga do lençol freático (L^3T^{-1}), S_p é a solubilidade do pesticida em água (ML^{-3}) e P_v é a pressão de vapor do pesticida ($ML^{-1}T^{-2}$).

Em condições de equilíbrio, a partição do pesticida nos diferentes compartimentos do solo (ar, água, matéria orgânica e mineral) é calculada por meio das propriedades físico-químicas e de partição do composto, depois de definidos os volumes e as densidades desses compartimentos (MACKAY, 1991). Assim sendo, no equilíbrio, a massa total de um pesticida no solo é calculada como sendo a soma dos produtos entre a concentração e o volume dos compartimentos, ou seja:

$$M_{ta} = C_{ar} V_{ar} + C_{ag} V_{ag} + C_{mo} V_{mo} + C_{mm} V_{mm} \quad (8)$$

em que M_{ta} é a massa total aplicada (M), correspondente ao produto de M_0 por A , C_{ar} , C_{ag} , C_{mo} , C_{mm} , V_{ar} , V_{ag} , V_{mo} e V_{mm} , são, respectivamente, as concentrações (ML^{-3}) e os volumes (L^3) nos compartimentos ar, água, matéria orgânica e mineral.

Quando a concentração de uma substância em um meio é baixa, como acontece com maioria dos contaminantes ambientais, a fugacidade, usualmente, relaciona-se linearmente com a concentração (MACKAY e PATERSON, 1981). Assim, é possível escrever uma relação concentração-fugacidade na forma:

$$C = f.Z \quad (9)$$

em que C é a concentração da substância (ML^{-3}) e Z é a capacidade de fugacidade (T^2L^{-2}), a qual depende da temperatura, da pressão, da natureza da substância e do meio em que está presente.

Quando há diferentes compartimentos no meio, o equilíbrio de troca de substância entre estes compartimentos é atingido quando as fugacidades se igualam, isto é, $f_{ar} = f_{ag} = f_{mo} = f_{mm} = f$. Desta forma, substituindo a equação 9 na equação 8 obtém-se:

$$M_{ta} = f(Z_{ar} V_{ar} + Z_{ag} V_{ag} + Z_{mo} V_{mo} + Z_{mm} V_{mm}) \quad (10)$$

Explicitando-se 'f' na equação 10, o valor da fugacidade pode ser calculado por:

$$f = \frac{M_{ta}}{\sum_i V_i Z_i}, \quad i = \text{índice de cada compartimento} \quad (11)$$

No cálculo da fugacidade, equação 11, os valores de V_i foram obtidos por meio das equações:

$$V_{ar} = Ad\varepsilon_a \quad (12)$$

$$V_{ag} = Ad\theta_{cc} \quad (13)$$

$$V_{mo} = Adf_{co} \quad (14)$$

$$V_{mm} = Ad(1 - \varepsilon - f_{co}) \quad (15)$$

em que d é a espessura da camada de solo considerada (L), ε_a é a porosidade livre quando o solo encontra-se à capacidade de campo (L^3L^{-3}), θ_{cc} é o teor de água no solo à capacidade de campo (L^3L^{-3}), f_{co} é a fração de carbono orgânico do solo (ads) e ε é a porosidade do solo (L^3L^{-3}).

Os valores das capacidades de fugacidade para cada compartimento são calculados usando as equações (MACKAY E PATERSON, 1981):

$$Z_{ar} = \frac{1}{RT}, \quad Z_{ag} = \frac{S_p}{P_v}, \quad Z_{mo} = \frac{S_p}{P_v} K_{oc} \rho_s, \quad Z_{mm} = \frac{S_p}{P_v} K_{mm} \rho_s \quad (16)$$

em que R é a constante universal dos gases ($L^2T^{-2}K^{-1}$), T é temperatura ($^{\circ}K$), K_{oc} é o coeficiente de partição água/carbono orgânico (L^3M^{-1}) e K_{mm} é o coeficiente de partição água/matéria mineral (L^3M^{-1}).

A taxa de perda de composto (K_{dis}), usado na equação 2 para o cálculo fluxo do composto lixiviado, deve considerar os processos de volatilização, degradação, lixiviação e escoamento superficial (MACKAY, 1991; BACCI, 1994). A combinação destes efeitos sobre a taxa de perda de composto pode ser expressa por:

$$k_{dis} = k_{vol} + k_{deg} + k_{lix} \quad (17)$$

em que k_{deg} , k_{vol} , e k_{lix} são as taxas de perdas (T^{-1}) por degradação, volatilização e lixiviação, respectivamente. O efeito do escoamento superficial está implícito em k_{lix} , uma vez que na estimativa deste parâmetro utiliza-se a equação 7, da qual faz parte a recarga do lençol freático. Detalhes da determinação desses parâmetros são apresentados em VIEIRA (2003).

A equação do balanço hídrico utilizada para estimar a recarga do lençol freático (R_L), escrita para uma unidade de área superficial do solo, é:

$$R_L = I + Prec - R_{esc} - ET - \frac{dA_m}{dt} \quad (18)$$

em que I é a irrigação (LT^{-1}), $Prec$ é a precipitação (LT^{-1}), R_{esc} é o escoamento superficial (LT^{-1}), ET é a evapotranspiração (LT^{-1}) e A_m é o armazenamento de água no solo(L).

No cálculo do R_{esc} é utilizado o método do balanço de água na superfície do solo proposto por PRUSKI et al. (1993). A evapotranspiração pode ser calculada usando-se um dos métodos Penman-Monteith, Blaney-Criddle (FAO) ou do tanque classe A (PEREIRA et al., 1997), conforme a disponibilidade de dados. O armazenamento é calculado usando a equação:

$$A_m = (\theta_{cc} - \theta_i)d \quad (19)$$

em que θ_i é o teor de água na camada “d” de solo no instante em que se inicia o evento chuva ou irrigação.

Modelo computacional para cálculo do índice de lixiviação

A partir da metodologia desenvolvida no item anterior, desenvolveu-se, utilizando DELPHI 5.0, um modelo computacional, denominado HIDROSOLO, para a realização do cálculo do índice de lixiviação e a classificação do pesticida quanto ao grau de risco de contaminação das águas subterrâneas. O programa HIDROSOLO é estruturado em módulos com interfaces que facilitam a utilização pelo usuário. VIEIRA (2003) apresenta uma descrição detalhada do HIDROSOLO, cujos parâmetros de entrada, necessários ao cálculo do índice de lixiviação (equação 5), são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de entrada no modelo HIDROSOLO necessários ao cálculo do índice de lixiviação.

Parâmetros	
Pesticida	Massa total aplicada Coeficiente de partição água/carbono orgânico (K_{oc}) Coeficiente de partição água/solo (K_d) Solubilidade em água (S_p) Pressão de vapor (P_v) Meia vida ($t_{1/2}$)
Solo	Teor de água no solo saturado (θ_s) Teor de água no solo à capacidade de campo (θ_{cc}) Teor de água no solo no ponto de murcha (θ_{pm}) Massa específica do solo (ρ_s) Massa específica de partículas (ρ_p) Fração de carbono orgânico (f_{co})
Cultura	Profundidade efetiva do sistema radicular (d)
Clima	Elementos climatológicos necessários ao cálculo da evapotranspiração, os quais dependem do método de cálculo selecionado.

Classificação quanto ao grau de risco de contaminação

A aplicação do índice de lixiviação, equação 5, para classificar as substâncias quanto ao potencial de lixiviação é fundamentado num intervalo de tempo constante. Normalmente usa-se um ano para o intervalo de tempo, uma vez que esta duração é suficiente para eliminar mais de 95 % dos resíduos da maioria das substâncias químicas aplicadas no solo (MACKAY, 1991). Os valores de Li variam entre 0 e 1, sendo que quanto maior o seu valor maior a probabilidade de lixiviação do pesticida e conseqüentemente maior risco de contaminação das águas subterrâneas. Bacci e colaboradores (1994), citados por DIAZ-DIAZ et al. (1999), sugerem uma classificação utilizando os valores de Li quanto ao risco de lixiviação de um pesticida (Tabela 2). Essa classificação foi baseada na freqüência e no limite de detecção de pesticidas em águas subterrâneas na Itália. Nesse trabalho, essa classificação foi transformada em grau de risco e, ainda, dividida em mais duas outras classes (Tabela 2).

Caracterização do cenário de estudo de caso

O estudo de caso foi realizado para a região do Distrito de Irrigação do Gorutuba (Figura 1), situado na bacia do Rio Gorutuba, inserida na junção dos Rios Gorutuba e Mosquito, Norte de

Tabela 2 - Classificação, quanto ao valor de Li, da mobilidade do pesticida no solo e do grau de risco de contaminação das águas subterrâneas.

Valores de Li	Classificação Bacci ¹	Classificação proposta
$0,2 \leq Li \leq 1,0$	Lixiviador	Alto risco
$0,1 \leq Li < 0,2$	Transitório	Médio risco
$0,02 \leq Li < 0,1$		Moderado risco
$0,01 \leq Li < 0,02$	Não lixiviador	Baixo risco
$0 \leq Li < 0,01$		Sem risco

¹Bacci e colaboradores (1994) citados por DIAZ-DIAZ et al. (1999)

Minas Gerais, abrangendo uma área de 5.286 ha. Os pesticidas considerados no estudo são aqueles utilizados ou que poderão ser utilizados na cultura da bananeira, cultura essa que ocupa mais de 80% da área plantada do distrito (COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO – CODEVASF, 2003). Os pesticidas selecionados foram dois inseticidas de solo (Carbofuran e Fonofos), um inseticida foliar (Carbaryl) e um herbicida (Prometrin), cujas características físico-químicas são apresentadas na Tabela 3.

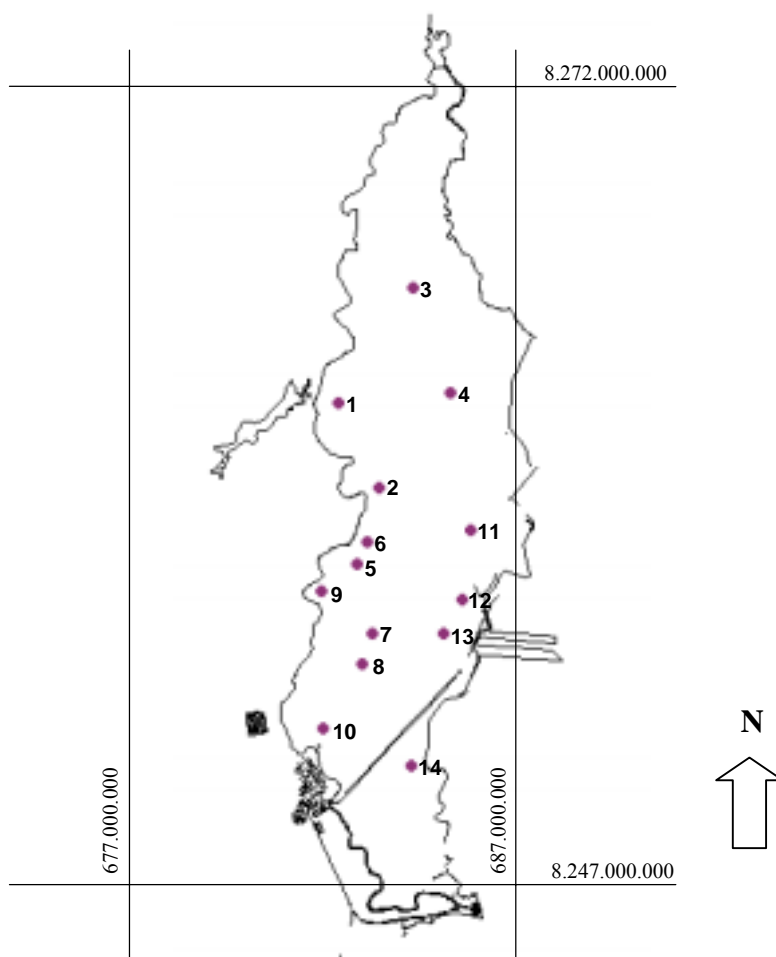


Figura 1 - Distrito de Irrigação do Gorutuba e a localização dos 14 pontos amostrais georreferenciados.

Na simulação, considerou-se como massa de pesticida aplicada a dosagem recomendada no rótulo da formulação comercial dos produtos e a frequência que, possivelmente, seriam aplicados durante um ano. A camada de solo considerada na simulação foi àquela correspondente à profundidade efetiva do sistema radicular da bananeira, isto é, 60 cm. As características físico-hídricas do solo (Tabela 4) foram aquelas obtidas por VIEIRA et al. (2003) em 14 pontos amostrais, todos georreferenciados dentro do distrito de irrigação (Figura 1).

Tabela 3 - Parâmetros físicos e químicos dos pesticidas utilizados na simulação.

Ingred.Ativo	Koc (m ³ /Kg)	Peso Molec. (g/mol)	Solubilidade (g/m ³)	P. vapor (Pa)	T _{1/2} (dia)
Carbofuran	0,02	221	351	0,000080	50
Prometrin	0,04	241	33	0,000170	60
Carbaryl	0,10	303	120	0,000130	50
Fonofos	0,02	201	17	0,000041	15

Confecção dos mapas de potenciais de risco de contaminação

O índice de lixiviação foi usado para confeccionar mapas de potenciais de risco de contaminação de águas subterrâneas, em áreas cultivadas do Distrito de Irrigação do Gorutuba, utilizando um sistema de informações geográficas. Para isso, foi feito o georreferenciamento de um mapa do Distrito de Irrigação do Gorutuba, utilizando o software ArcView GIS 3.2a. Importou-se um arquivo no formato DXF do software AutoCAD 2000, sendo então, utilizado como base para digitalização em tela. Foi criada uma base de dados relacional contendo informações das coordenadas geográficas dos pontos de amostragem de solo e o índice de lixiviação gerado pelo modelo computacional. Essa base de dados foi criada numa planilha EXCELTM e importada pelo ArcView 3.2 a. A partir do banco de dados relacional e considerando a proposta de classificação de riscos apresentada na Tabela 2, foram gerados mapas delimitando as áreas com diferentes potenciais de riscos de contaminação das águas subterrâneas do Distrito de Irrigação do Gorutuba.

Tabela 4 - Parâmetros físico-hídricos médios da camada de 0 a 100 cm do solo do Distrito de Irrigação Gorutuba utilizados no cálculo do índice de lixiviação

Lote	θ_{cc} (x 10 ⁻² cm ³ cm ⁻³)	θ_{PM} (x 10 ⁻² cm ³ cm ⁻³)	ρ_s (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	MO (dag kg ⁻¹)
1	17,5	9,1	1,56	2,65	1,01
2	19,5	12,3	1,35	2,59	1,11
3	24,0	10,9	1,4	2,53	1,37
4	27,0	15,3	1,35	2,63	2,22
5	22,0	13,4	1,43	2,71	1,17
6	14,0	7,3	1,62	2,62	1,11
7	16,0	8,3	1,55	2,62	1,03
8	24,0	15,9	1,29	2,55	1,95
9	18,1	9,4	1,56	2,63	0,83
10	16,9	8,5	1,67	2,61	1,27
11	15,0	8,4	1,45	2,50	1,32
12	21,3	12,5	1,51	2,58	2,01
13	18,3	11,7	1,45	2,60	0,91
14	17,2	10,8	1,54	2,63	0,74

MO – Matéria Orgânica

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Modelo computacional HIDROSOLO

O programa apresenta várias interfaces mostradas nas Figuras 2 a 10, sendo estruturado em módulos de fácil utilização e, após a confirmação do preenchimento de cada formulário, as escolhas feitas pelo usuário são apresentadas, de forma resumida, num painel situado ao lado esquerdo da tela principal (Figura 2). Na tela principal, estão apresentados os módulos: Arquivo, Cadastro, Cenário, Modelos, Dados de entrada, Condições Iniciais e de Contorno, Parâmetros da simulação, Calcular, Resultados e Ajuda. Entretanto, serão apresentados aqui apenas os módulos relacionados ao cálculo do potencial de risco de contaminação de águas subterrâneas.

No módulo 'Cadastro' são armazenadas informações na forma de um banco de dados aberto, dos principais componentes ambientais que caracterizarão o cenário a ser simulado. Estes componentes ambientais estão representados pelo Pesticida, Solo, Cultura e Clima.



Figura 2 - Tela principal do modelo HIDROSOLO.

No componente ‘Pesticida’, é possível armazenar informações referentes às propriedades físicas, químicas e de um esquema da estrutura molecular do composto químico, identificado pelo nome de seu princípio ativo, grupo químico e classe (Figura 3).

Figura 3 - Formulário de cadastro de pesticidas.

No componente ‘Solo’, além da identificação e do local em que se situa o solo, há uma interface onde são armazenados dados referentes à superfície do mesmo (Figura 4) e, para diferentes camadas, os parâmetros físico-hídricos, químicos, textural e de ajuste da curva de retenção de água no solo (Figura 5).

Figura 4 - Formulário de cadastros das propriedades da superfície do solo.

Figura 5 - Formulário de cadastros das propriedades físico-hídricas, químicas, textural e de parâmetros da curva de retenção de água no solo.

No componente 'Planta', é possível armazenar informações referentes ao crescimento da cultura, ao crescimento e densidade radicular, ao coeficiente da cultura (Figura 6). As informações referentes ao clima são preenchidas no cadastro clima (Figura 7). As informações deste cadastro, juntamente com aquelas do componente planta, são necessários ao cálculo da evapotranspiração.

Cadastro dos parâmetros da Cultura

Cultura:

Dados gerais da cultura

W⁰ Máximo: m²/m²

Temperatura Base: °C

UEP: kg/M²

Coef Estação: sds

Raio de interceptação de Radiação: sds

Fotossíntese Máxima: kg/m²/dia

Eficiência Nitro-Máx inicial: kg/m²/dia

Transmissividade das folhas: sds

Área foliar específica: m²/kg

Taxa de crescimento absoluta: g/m²/dia

Dados sobre o crescimento radicular

Relação Comprimento/Peso: m/kg

Taxa de proliferação líquida das Raízes: sds

Comprimento mínimo na frente radicular: m/m²

Comprimento máximo na frente radicular: m/m²

Profundidade máxima das raízes: m

Velocidade de crescimento na frente radicular: m/s

Dados relacionados com os estádios de desenvolvimento da cultura

Estádio	1°	2°	3°	4°
Coef. Cultura	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.95"/>	<input type="text" value="1.15"/>	<input type="text" value="0.95"/>
Gravidade do estádio	<input type="text" value="400"/>	<input type="text" value="800"/>	<input type="text" value="1250"/>	
Coef. Partição Raiz	<input type="text" value="0.3"/>	<input type="text" value="0.5"/>	<input type="text" value="0.8"/>	<input type="text" value="0.3"/>

Parâmetros das equações empíricas da densidade radicular

Façoção linear: η^a η^b

Façoção exponencial: η^a η^b

Anterior Próximo Novo Salva Apaga Cancela Imprime

Figura 6 - Formulário de cadastros das características da cultura.

Cadastro de Clima

Local:

Dia: Mês: Ano:

Importar dados Excluir local

Precipitação (média): m

Temp. ar (média): °C

Temp. bulbo úmido (média): °C

Temperatura Máxima: °C

Temperatura Mínima: °C

Umidade relativa (média): %

Velocidade do Vento (média): m/s

Precipitação: mm

Evap. líquida classe "A": mm

Irradiação total: h

Anterior Próximo Novo Salva Apaga Cancela Imprime

Figura 7 - Formulário de cadastro de variáveis climáticas.

O HIDROSOLO permite, de forma rápida e fácil, mudar os cenários a ser analisado. Isto é feito utilizando-se o módulo 'Cenário', no qual serão feitas as escolhas dos elementos que comporão um novo cenário (Figura 8).



Figura 8 - Módulo de escolha do cenário a ser analisado.

Uma vez escolhido os elementos do cenário a ser avaliado o usuário terá a opção de calcular a recarga do aquífero ou fornecer diretamente esse dado ao modelo (Figura 9). Preenchidas todas as informações, o índice do potencial de risco de contaminação das águas subterrâneas é rapidamente calculado (Figura 1.10) e a classificação quanto ao risco de contaminação realizada com base na Tabela 2.

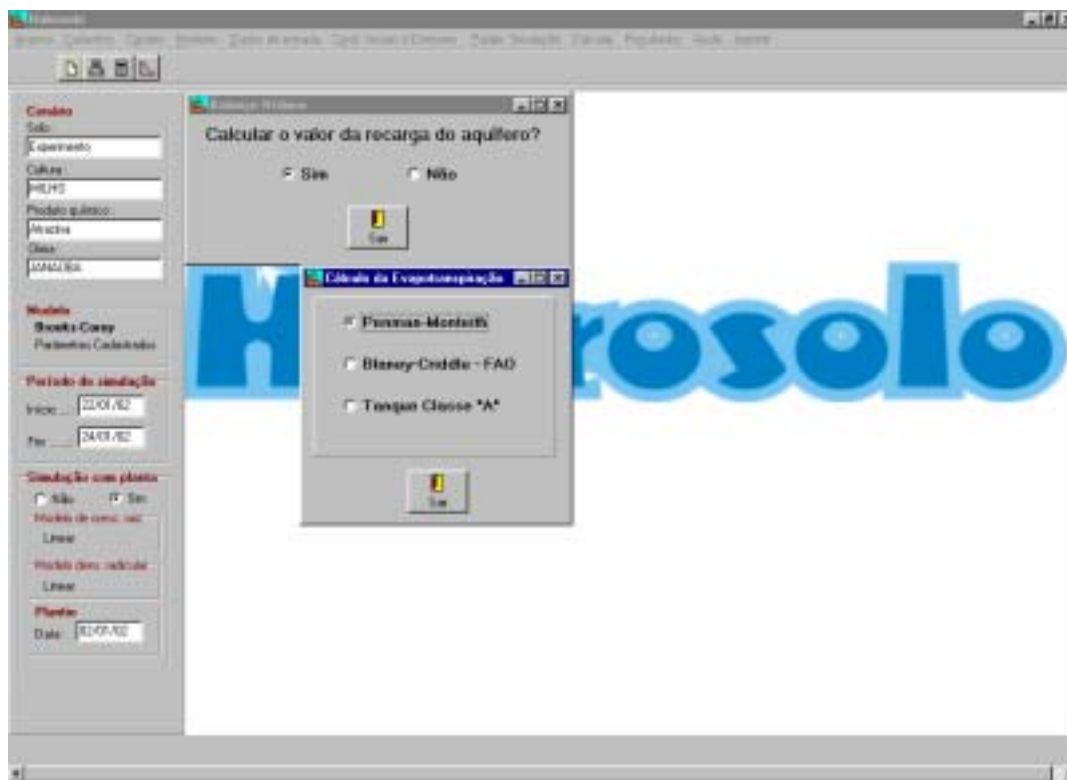


Figura 9 - Formulário de seleção do procedimento para o cálculo da recarga do aquífero.

The image shows a screenshot of the HIDROSOLO software interface. A central window titled 'Potencial de risco de contaminação do aquífero' displays the following data:

- Recarga anual do aquífero: 0,01748 m/dia.ano
- Massa aplicada no ano: 0,08 kg/m²
- Índice de Lixiviação: 0,146014602274 mda
- Classificação de risco: MED Risco

Below the form are buttons for 'Calcular' and 'Imprimir'. The background of the software window features the 'HIDROSOLO' logo in large blue letters.

Figura 10 - Formulário com resultados relativo ao índice de lixiviação e à classificação de risco de contaminação de águas subterrâneas.

Estudo de caso: Distrito de Irrigação do Gorutuba

O modelo HIDROSOLO juntamente com o sistema de informação geográfica (SIG) possibilitou delimitar as áreas dentro do Distrito de Irrigação do Gorutuba (Figura 11) quanto ao potencial de risco de um determinado pesticida atingir o lençol freático.

Analisando a Figura 11, observa-se uma grande variação do índice de lixiviação na área estudada, não só entre os pesticidas utilizados nas simulações, mas também para um mesmo composto, considerando os 14 pontos amostrais. Exceção ocorre com o Fonofos, inseticida de solo. A grande variação observada nos 14 pontos se deve, entre outros fatores, à presença, dentro do distrito de irrigação, de um grande número de classes de solo o que, conseqüentemente, proporcionou uma variação das propriedades físico-hídricas levantadas (Tabela 4). Segundo o Levantamento de Aptidão para Irrigação e Mapeamento Pedológico realizado pela CODEVASF (1978), o Distrito de Irrigação do Gorutuba apresenta solos, que, pelo antigo sistema de classificação de solos, foram classificados como Areia Quartzosa, Aluviais Arenosos, Aluviais Francos, Aluviais Argilosos, Latossolo Eutróficos e Latossolos Distróficos.

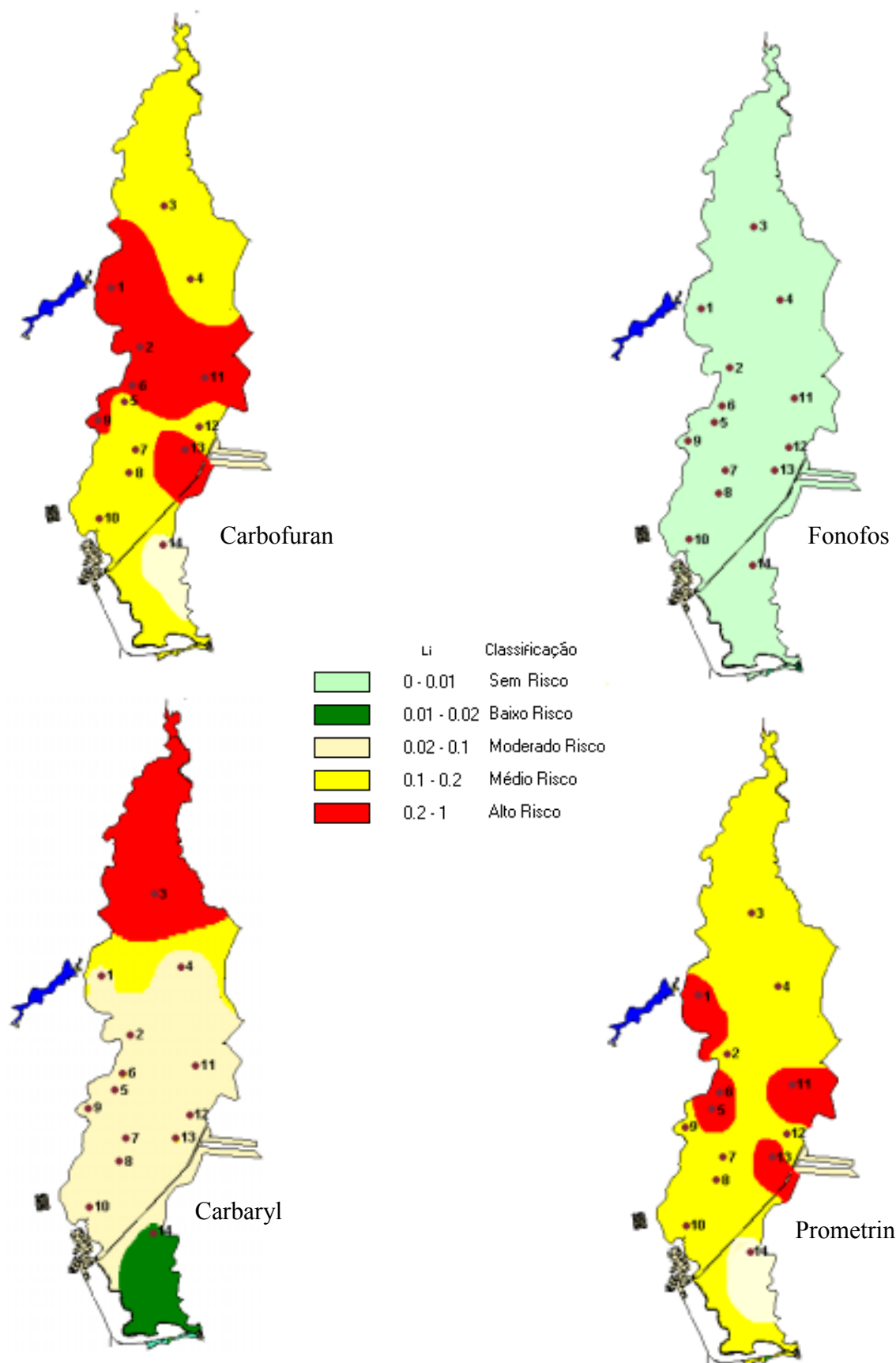


Figura 11 - Mapas de potenciais de risco de contaminação, por quatro diferentes pesticidas, das águas subterrâneas do Distrito de Irrigação do Gorutuba.

O Carbofuran apresentou os mais elevados índices de lixiviação e em maior número de pontos, mostrando ser um produto com alto potencial de contaminação de águas subterrâneas. Resultados semelhantes também foram obtidos por diversos pesquisadores, quando avaliaram a lixiviação do Carbofuran no solo, utilizando outros índices de lixiviação (YEN et al. 1997; DIAZ-DIAZ et al. 1999; DIAZ-DIAZ e LOAGUE, 2000).

A representação do potencial de contaminação das águas subterrâneas, apresentada pelo pesticida Prometrim (Figura 11), se assemelha ao apresentado pelo Carbofuran, porém, com uma menor área considerada de alto risco. Já o Carbaryl foi o pesticida que apresentou a maior variabilidade dos índices de lixiviação para os 14 pontos amostrais. Entretanto, considerando o grande número de pontos com índices classificados como de moderado risco, esse pesticida mostrou-se menos problemático que o Carbofuran e o Prometrim.

O Fonofos apresentou os mais baixos índices de lixiviação, sendo classificado como um produto sem risco de contaminação de água subterrânea, conseqüentemente de uso mais seguro.

A variabilidade dos índices de lixiviação apresentada entre os pesticidas pode ser explicada, em parte, pelas suas propriedades físico-químicas. Observa-se, na Tabela 3, uma grande diferença entre os valores de solubilidade (S_p), principalmente entre o Carbofuran e o Fonofos e, na meia-vida ($t_{1/2}$), entre o Prometrim e o Fonofos. O Carbaryl apresentou o valor do coeficiente de partição carbono-água em torno de cinco vezes maior que os demais, indicando uma maior retenção na fração orgânica do solo.

A pressão de vapor (P_v) refere-se à tendência de volatilização do pesticida no seu estado normal puro (sólido ou líquido) sendo função direta da temperatura. Pesticidas com valores de $P_v > 10^0$ Pa (medidos à temperatura ambiente) são considerados muito voláteis; $10^{-2} \leq P \leq 10^{-1}$ Pa mediamente voláteis; $10^{-5} \leq P \leq 10^{-3}$ Pa pouco voláteis e $P < 10^{-6}$ não voláteis (REGITANO, 2002). Assim, todos os pesticidas utilizados nesse trabalho são classificados como pouco voláteis, tendo esse parâmetro pouca influencia nos índices obtidos.

Dos parâmetros apresentados na Tabela 3, a solubilidade é um dos mais importantes pois afeta diretamente a capacidade sortiva do pesticida e a sua mobilidade nos solos. A alta solubilidade do Carbofuran com relação aos outros pesticidas apresentados na Tabela 3 proporcionou altos índices de potencial de risco (Figura 11), demonstrando a sua maior susceptibilidade à movimentação, ou seja, à lixiviação no solo. O raciocínio inverso pode ser feito para o Fonofos.

O valor de meia-vida ($t_{1/2}$) influenciou nos índices de potenciais de risco obtidos nesse trabalho. O parâmetro meia-vida expressa o tempo em que 50 % da quantidade aplicada do pesticida é dissipado de alguma forma. O termo dissipação é bastante abrangente e refere-se às frações do pesticida que encontram-se nas formas “inativas” e/ou “perdidas” em formas distintas àquela da forma original. A dissipação abrange os processos de mineralização, degradação

formação de resíduo ligado, absorção e transporte (REGITANO, 2002). Assim, o menor valor de $t_{1/2}$ do Fonofos contribuiu para a obtenção de menores valores dos índices do potencial de risco.

O coeficiente de partição para o carbono orgânico (K_{oc}) é a normalização do coeficiente de sorção linear (K_d) em função do conteúdo de carbono orgânico do solo. O coeficiente K_d refere-se à relação entre a fração sorvida e a fração em solução de uma determinada molécula no solo. Desta maneira, para um mesmo conteúdo de carbono orgânico no solo, quanto maior o valor de K_d , maior a proporção do pesticida disponível na solução do solo e, portanto, maior sua mobilidade potencial (PRATA e LAVORENTI, 2002). No caso dos pesticidas analisados não é possível fazer inferências diretas do efeito desse parâmetro nos valores dos índices de potencial, pois os mesmos apresentaram valores K_{oc} muito próximos, com exceção do Carbaryl com valores cinco vezes maior.

Os mapas gerados pelo ARCVIEW[®] resultaram da interpolação dos índices calculados pelo HIDROSOLO. Uma melhor representação da potencialidade de contaminação da área analisada poderia ser obtida caso o mapa utilizado na digitalização apresentasse a delimitação e identificação das principais classes de solo do distrito de irrigação. Assim, considerando que solos com a mesma taxonomia apresentariam valores de propriedades físicas e químicas, também similares, o mapa final não seria, somente, resultado de interpolações dos valores do índice de lixiviação entre os pontos amostrados, mas sim, uma representação mais real da condição de campo em termos da distribuição dessa classificação de risco.

É importante ressaltar que a classificação do potencial de risco de contaminação de águas subterrâneas utilizada nesse trabalho refere-se apenas à possibilidade de percolação no perfil do solo de uma substância, podendo ou não atingir o lençol freático, onde haja as condições favoráveis para que isso ocorra. Com isso, os mapas gerados pelos índices de lixiviação possibilitam, não só delimitar áreas com certa vulnerabilidade a um determinado produto, mas fazer com que esse produto seja aplicado com mais critério, dentro de uma estratégia de manejo melhor delineada, caso esse pesticida, seja indispensável na exploração de uma determinada cultura dentro dessa área.

CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos permite concluir que:

- o programa computacional revelou ser uma ferramenta valiosa e de fácil utilização na caracterização de áreas com potenciais de riscos de contaminação de águas subterrâneas, fornecendo subsídios para o planejamento de ações de controle ambiental;
- o modelo possibilita a identificação do grau de risco de contaminação de aquíferos por pesticidas, considerando várias condições edafo-climáticas.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa pela infraestrutura de apoio; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro parcial para o desenvolvimento desta pesquisa; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Docente (CAPES) por meio da concessão de bolsa de estudo; à Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) pela permissão de afastamento para treinamento do segundo autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] BACCI, E. **Ecotoxicology of organic contaminants**. Lewis Publishers, New York, 1994, 165 p.
- [2] BACCI, E., GAGGI, C., Simple models for ranking pesticide mobility from soils. In: DEL RE, A., CAPRI, E., EVANS, S.P., NATALI, P., TREVISAN, M.P. **Proceedings of the IX Symposium on Pesticide Chemistry, Mobility and Degradation of Xenobiotics**, Edizione Biaggini, Lucca, Italy, p. 209–219. 1993.
- [3] COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Levantamento de aptidão para irrigação e mapeamento pedológico**. Brasília - DF, 1978, 78 p.
- [4] COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. O projeto Gorutuba. Brasília - DF, 2003. Disponível em: http://www.codevasf.gov.br/produtos/pro_gorutuba.htm. Acesso em: 28/04/2003.
- [5] DIAZ-DIAZ, R.; LOAGUE, K.; Regional-scale leaching assessments for Tenerife: effect of data uncertainties. **Journal Environmental Quality**. v. 29, p. 835-847, 2000.
- [6] DIAZ-DIAZ, R.; LOAGUE, K.; NOTARIO, J. S. An assesment of agrochemical leaching potentials for Tenerife. **Journal of Contaminant Hydrology**. v. 36, p. 1-30, 1999.
- [7] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Agricultural chemical in groundwater: proposed pesticide strategy**. Washington, D. C.: Office of pesticides and toxic substances. v.16 p.,1987.
- [8] FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesq. Agropec. Bras.**, maio 2002, vol.37, no.5, p.659-667.
- [9] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Control of water pollution from agriculture**. FAO, Irrigation and Drainage Paper 55, Rome, 101p., 1996.
- [10] GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**. V.8, p. 339-359,1989.

- [11] KOSKINEN, W. C.; HARPER, S. S. The retention process: Mechanism. In: CHENG, H. H. Pesticides in the soil environment: Processes, impacts and modeling. Madison: **Soil Science Society of America**. 1990. p.51-77.
- [12] LOAGUE, K.; YOST, R. S.; GREEN, R. E.; LIANG, T. C. Uncertainty in a pesticide leaching assessment for Hawaii. **Journal of Contaminant Hydrology**. N.4, p. 139-161, 1989.
- [13] MACKAY, D. **Multimedia environmental models, the fugacity approach**. Lewis Publishers, New York, 1991, 257 p.
- [14] MACKAY, D; PATERSON, S. Calculating fugacity. **Environmental Science & Technology**, v.15, n.9, September, p.1006-1014, 1981.
- [15] MACKAY, D; PATERSON, S. Fugacity revisited. **Environmental Science & Technology**, v.16, n.12, p.654A-660A, 1982.
- [16] MEEKS, Y. J.; DEAN, J. D. Evaluating ground-water vulnerability to pesticides. **Journal of water resources planning and management**. V.116, n.5, p693-707, 1990.
- [17] NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Ground water models: Scientific and regulatory applications. Washington, National Academy Press. 1990. 303 p.
- [18] NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Ground water vulnerability assessment: Contamination potential under conditions of uncertainty**. Washington, National Academy Press. 1993. 204p.
- [19] PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA, N. A.; SEDIYAMA, G. C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183p.
- [20] PRATA, F.; LAVORENTI, A. Retenção e mobilidade de defensivos agrícolas no solo. In: **Simpósio sobre dinâmica de defensivos agrícolas no solo**. ESALQ, Novembro, p. 56-69, 2002.
- [21] PRUSKI, F. F. **Desenvolvimento de metodologia para o dimensionamento de canais de terraços**. 1993. 96p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.
- [22] RAMSAY, C. A., COGGER, C. G.; MacCONNELL, C. B. Protecting groundwater from pesticide contamination. <http://cru.cache.wsu.edu/CEPublications/eb1644/eb1644.html>
Acesso: 22/04/2002.
- [23] REGITANO, J. B.; Propriedades físico-químicas dos defensivos e seu destino no ambiente. In: **Simpósio sobre dinâmica de defensivos agrícolas no solo**. ESALQ, Novembro, p. 40-50, 2002.
- [24] REGITANO, J. B.; ALLEONI, L. R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; CASAGRANDE, J. C. TORNISIELO, V. L. Imazaquin sorption in highly weathered tropical soils. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p. 894-900, 2000.

- [25] RICHARDSON, M. Pesticides-friend or foe. **Water Science. Technol.**v.8, n.37, p.19-25. 1988.
- [26] VIEIRA, E. O. **Índices de lixiviação e modelagem do transporte de pesticidas no solo.** 2003. 211p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.
- [27] WAGENET, R. J.; RAO, P. S. C. Basic concepts of modeling pesticide fate in the crop root zone. **Weed Science**, v. 33, (supplement 2), p. 25-32, 1985.
- [28] YEN, J-H.; HSIAO, F-L; WANG, Y-S. Assessment of insecticide Carbofuran's potential to contaminate groundwater through soils in the subtropics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.38, p.260-265, 1997.