

ESPACIALIZAÇÃO DAS ESTIMATIVAS DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR TEBUTHIURON

DIEGO AUGUSTO DE CAMPOS MORAES¹; CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK² E CLAUDIO APARECIDO SPADOTTO³

¹ Doutorando em Irrigação e Drenagem, Faculdade de Ciências Agrônômicas/UNESP - Rua José Barbosa de Barros, 1780 CEP: 18610-307 Botucatu, SP – Brasil. Caixa-Postal: 237 diegomoraes@fca.unesp.br

³ Prof. Adjunto do Departamento de Recursos Naturais, FCA/UNESP - Rua José Barbosa de Barros, 1780 CEP: 18610-307 Botucatu, SP – Brasil. Caixa-Postal: 237, czimback@gmail.com

⁴ Engenheiro Agrônomo, Ph.D., Embrapa Gestão Territorial Estratégica – Av. Soldado Passarinho, 303, Fazenda Chapadão, Campinas – SP, Brasil. claudio.spadotto@embrapa.br

1 RESUMO

O uso inadequado de defensivos agrícolas pode levar a impactos ambientais relevantes, como a contaminação de diversos compartimentos ambientais, sendo os mais vulneráveis, os compartimentos aquáticos. Nesse contexto, a espacialização das estimativas de concentração de defensivos agrícolas na água subterrânea fornece importantes subsídios para a tomada de decisão no gerenciamento e monitoramento do uso de defensivos agrícolas. Assim, este trabalho teve por objetivo espacializar as estimativas de contaminação de águas subterrâneas por Tebuthiuron, considerando diferentes lâminas de irrigação na Bacia do Rio Pardo, Pardinho-SP. As simulações foram realizadas utilizando o sistema computacional ARAQUÁ considerando as lâminas de irrigação anuais de 0 mm, 200 mm e 400 mm. Técnicas geoestatísticas foram utilizadas em conjunto com as simulações para obter a espacialização dessas estimativas simuladas. Foram obtidos os mapas das estimativas de concentração de Tebuthiuron na água subterrânea pelo método de interpolação por krigagem. Considerando todas as simulações pode-se concluir que não houve risco de contaminação da água subterrânea por Tebuthiuron na área de estudo.

Palavras-Chave: Simulação, geoestatística, mapas temáticos.

**MORAES, D. A. de C.; ZIMBACK, C. R. L.; SPADOTTO, C. A.
ESTIMATIVES OF GROUNDWATER CONTAMINATION SPATIALIZATION
BY TEBUTHIURON**

2 ABSTRACT

Improper use of pesticides can lead to significant environmental impacts such as, contamination of environmental compartments, being the aquatic compartments the most vulnerable. In this context, the spatialization of pesticides concentrations estimative in groundwater provides important insights for decision making in managing and monitoring

pesticides use. This study aimed to spatialize estimatives of groundwater contamination by Tebuthiuron, from different irrigation depths in the Rio Pardo basin, Pardinho-SP, Brazil. The simulations were performed using the ARAquá computer system, considering 0mm, 200 mm and 400 mm annual irrigation depths. Geostatistical techniques were used to obtain the spatial distribution of the simulated estimative. Tebuthiuron maps estimating concentration in groundwater were obtained by Kriging interpolation method, and indicated the areas with high potential for groundwater contamination. Considering all the simulations, it was concluded that there was no risk of groundwater contamination by Tebuthiuron in the study area.

Keywords: Simulations, geoestatistical, maps.

3 INTRODUÇÃO

No Brasil, o consumo anual de agrotóxicos tem sido superior a 600 mil toneladas de produtos comerciais (Spadotto et al., 2009). Os agrotóxicos podem provocar efeitos prejudiciais se introduzidos no meio ambiente, além de oferecer perigos aos seres humanos, considerando os aspectos ocupacionais, alimentares e de saúde pública (Spadotto, 2006).

A lixiviação é o mecanismo que promove a movimentação vertical dos agrotóxicos no perfil do solo, juntamente com a água da chuva e/ou de irrigação. É por meio desse processo que um agrotóxico pode atingir águas subterrâneas. Porém, para que essa situação ocorra, outros fatores devem ser levados em consideração, tais como, a sorção e a degradação do agrotóxico no solo, o clima predominante na região, a topografia da área e as propriedades físicas e químicas do solo. Para Mao & Ren (2004), o destino e o movimento dos agrotóxicos e outros químicos nos solos e nas águas subterrâneas têm gerado grande interesse sobre a qualidade das mesmas. Diversos modelos matemáticos foram desenvolvidos para simular o comportamento dos defensivos agrícolas no ambiente. O sistema computacional ARAquá foi desenvolvido para estimar a concentração de um defensivo agrícola em águas subterrâneas e superficiais em condições brasileiras (Spadotto et al., 2009). No entanto, a espacialização das concentrações estimadas de defensivos agrícolas nos compartimentos aquáticos pelos modelos matemáticos, fornece subsídios complementares à tomada de decisão em relação à contaminação dos compartimentos aquáticos.

Este trabalho teve por objetivo espacializar, com o uso da geoestatística, as estimativas de contaminação de águas subterrâneas pelo herbicida Tebuthiuron, simuladas com o programa computacional ARAquá em diferentes lâminas de irrigação, verificando o potencial de contaminação na Bacia do Rio Pardo, Pardinho-SP.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Localizado na região centro sul do Estado de São Paulo, a Bacia do Rio Pardo abrange áreas dos municípios de Botucatu e Pardinho. Neste estudo, a Bacia do Rio Pardo foi dividida em 39 sub-bacias. Lessa (2011) identificou por meio do mapa de uso do solo na Bacia do Rio Pardo, as culturas predominantes naquele local: cana-de-açúcar, milho, feijão e café.

A área do estudo tem uma precipitação anual de 1.367,84 mm e os dados de evapotranspiração anual variam de 445,86 mm a 674,57 mm (Grossi, 2003). O corpo d'água subterrâneo considerado foi lençol freático, sendo que a profundidade deste, na Bacia do Rio

Pardo, variou de 1,44 m a 13,99 m, valores obtidos por meio da Equação 1, desenvolvida por Simões (2001). Essa equação permite a estimativa da profundidade do lençol (m) freático na Bacia do Rio Pardo a partir da distância (km) da rede de drenagem.

$$prof = 14,0722866e^{(-e(0,8702206-2,9972467 \times dist))} \quad (1)$$

onde, *prof* é a profundidade estimada do lençol freático e *dist* é a distância do ponto estimado até a rede de drenagem.

Os solos considerados no trabalho foram levantados por Zimback (1997), e suas propriedades físicas e químicas, são apresentados nas Tabelas 1, 2, 3, 4 e 5.

Tabela 1. Propriedades físicas e químicas do LATOSSOLO VERMELHO Distrófico.

Camadas	Espessura (cm)	Capacidade de campo (v.v ⁻¹)	Densidade do solo (g.cm ⁻³)	Carbono Orgânico (g.g ⁻¹)	Porosidade na zona saturada (%)
1	0 a 20	0,275	1,32	0,016	49,5
2	20 a 40	0,292	1,35	0,014	

v.v⁻¹ (volume por volume); g.g⁻¹ (massa por massa).

Tabela 2. Propriedades físicas e químicas do LATOSSOLO VERMELHO Distroférico.

Camadas	Espessura (cm)	Capacidade de campo (v.v ⁻¹)	Densidade do solo (g.cm ⁻³)	Carbono Orgânico (g.g ⁻¹)	Porosidade na zona saturada (%)
1	0 a 20	0,270	1,32	0,015	49,8
2	20 a 40	0,300	1,35	0,015	

v.v⁻¹ (volume por volume); g.g⁻¹ (massa por massa).

Tabela 3. Propriedades físicas e químicas do LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico.

Camadas	Espessura (cm)	Capacidade de campo (v.v ⁻¹)	Densidade do solo (g.cm ⁻³)	Carbono Orgânico (g.g ⁻¹)	Porosidade na zona saturada (%)
1	0 a 15	0,275	1,32	0,011	49,5
2	15 a 48	0,292	1,35	0,006	

v.v⁻¹ (volume por volume); g.g⁻¹ (massa por massa).

Tabela 4. Propriedades físicas e químicas do ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico.

Camadas	Espessura (cm)	Capacidade de campo (v.v ⁻¹)	Densidade do solo (g.cm ⁻³)	Carbono Orgânico (g.g ⁻¹)	Porosidade na zona saturada (%)
1	0 a 20	0,109	1,41	0,017	47,7
2	20 a 40	0,149	1,32	0,011	

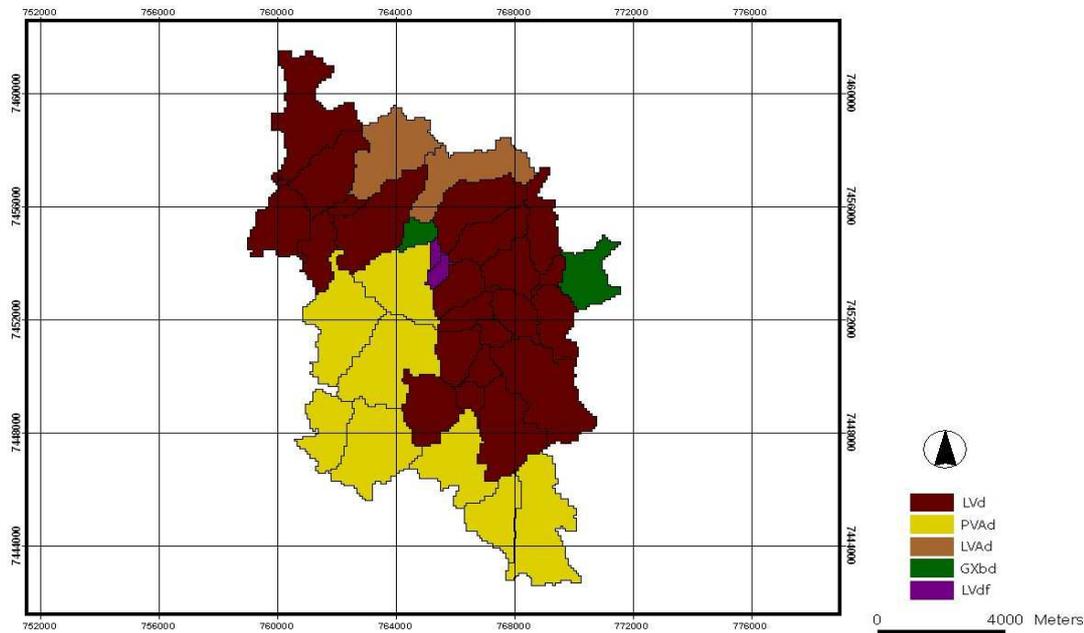
v.v⁻¹ (volume por volume); g.g⁻¹ (massa por massa).

Tabela 5. Propriedades físicas e químicas do GLEISSOLO HÁPLICO Distrófico.

Camadas	Espessura (cm)	Capacidade de campo (v.v ⁻¹)	Densidade do solo (g.cm ⁻³)	Carbono Orgânico (g.g ⁻¹)	Porosidade na zona saturada (%)
1	0 a 26	0,190	1,40	0,040	46,1
2	26 a 52	0,180	1,42	0,032	

v.v⁻¹ (volume por volume); g.g⁻¹ (massa por massa).

O mapa de solos, e a rede de drenagem são apresentados nas Figuras 1 e 2, respectivamente.

**Figura 1.** Mapa de solos da Bacia do Rio Pardo em Pardinho-SP (Grossi, 2003).

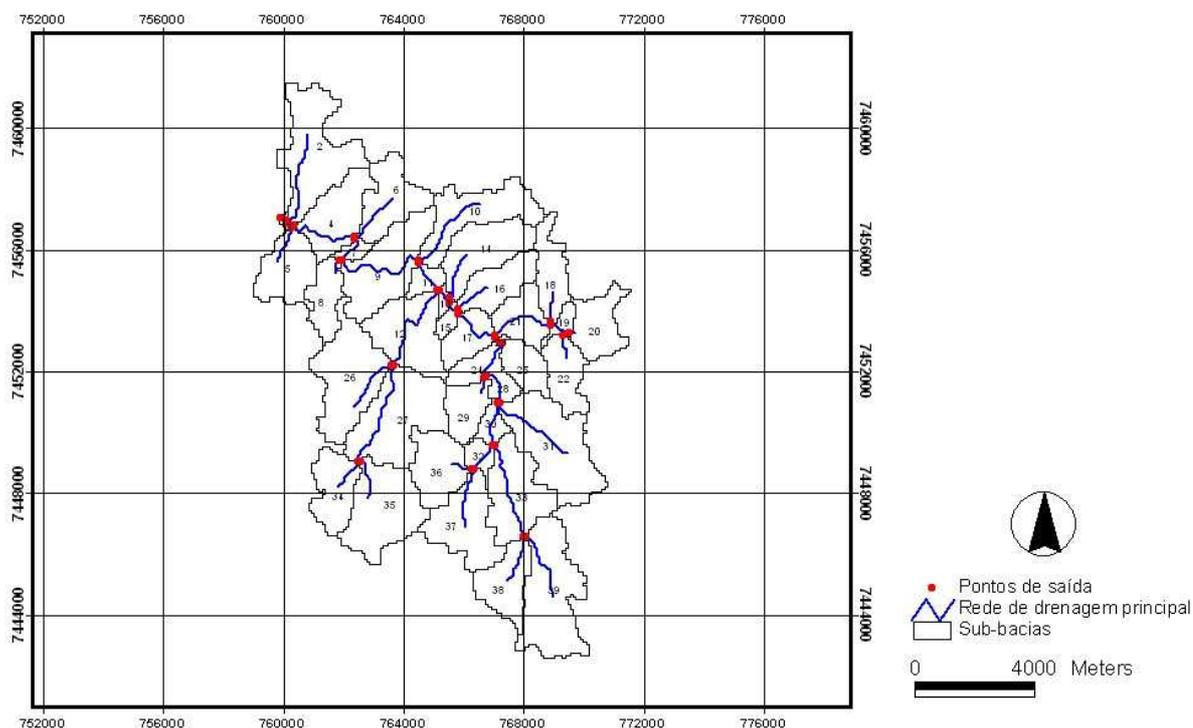


Figura 2. Mapa de sub-bacias da Bacia do Rio Pardo em Pardinho, SP (Grossi, 2003).

Os parâmetros considerados para o defensivo agrícola Tebuthiuron são: dose da aplicação, conforme os dados fornecidos por Agrofite (2003), coeficiente de sorção normalizado para carbono orgânico, meia-vida no solo e padrão de potabilidade, conforme os dados fornecidos por National Pesticide Information Center (2011) e Environmental Protection Agency (2004). A dose considerada para o Tebuthiuron foi de $1.200 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$, o coeficiente de sorção normalizado para carbono orgânico (K_{oc}) foi de $80 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, a meia-vida ($t_{1/2}$) de 360 dias e o padrão de potabilidade de $500 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Com o objetivo de verificar o potencial de lixiviação do Tebuthiuron, foi utilizado o programa computacional LIX C (Spadotto & Moraes, 2011), o qual executa por meio de algoritmos, o índice LIX (Equação 2).

$$LIX = -\exp(k \times K_{oc}) \quad (2)$$

onde, LIX é o índice do potencial de lixiviação; k é a constante de degradação do defensivo agrícola no solo e K_{oc} é o coeficiente de sorção normalizado para carbono orgânico. O índice LIX varia de 0 (potencial nulo para lixiviação) a 100 (potencial máximo para lixiviação).

Para a obtenção das estimativas das concentrações do defensivo agrícola Tebuthiuron na água subterrânea, foi utilizado o programa computacional ARAQUÁ. Para tanto foram coletados em tela, dois pontos por sub-bacia, totalizando 78 pontos com suas respectivas coordenadas. Na Figura 3 são apresentados os 78 pontos de coleta e o limite da área de estudo. Com isso foram executadas combinações entre as sub-bacias cadastradas, considerando o solo predominante em cada uma, o defensivo agrícola Tebuthiuron, o dado de precipitação anual, evapotranspiração anual e as lâminas de irrigação anuais de 0 mm, 200 mm e 400 mm, obtendo-se assim, os valores das concentrações estimadas para cada ponto coletado em tela.

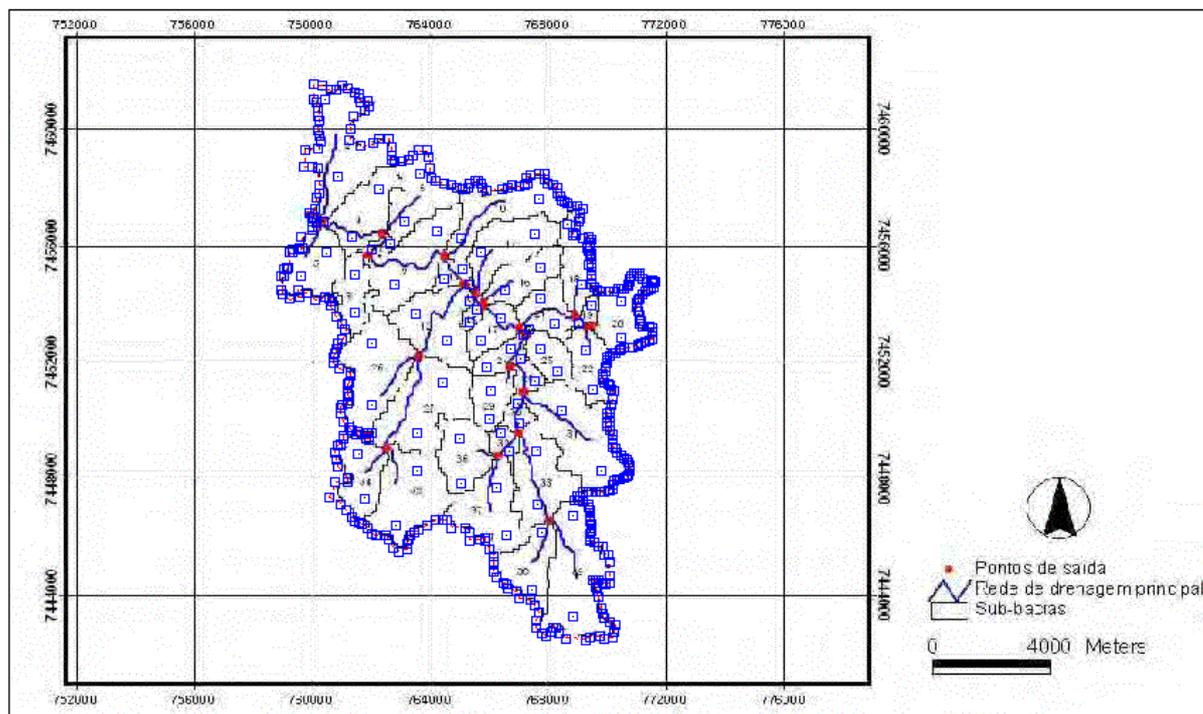


Figura 3. Pontos coletados em tela em cada sub-bacia e limite da Bacia do Rio Pardo.

A concentração (C) do Tebuthiuron na água subterrânea é estimada conforme a Equação 3.

$$C \cong \frac{M}{p \times d \times a} \quad (3)$$

onde: M é a massa prevista do defensivo agrícola chegando até o lençol freático, p representa a porosidade do solo na zona saturada, d é a profundidade de mistura dentro do corpo d'água subterrâneo (assumido como 2 m) e a representa a área de 1 hectare (10.000 m²).

Com os dados exportados para a planilha eletrônica, foi necessária a transformação dos mesmos em logaritmo natural devido aos valores das concentrações estimadas serem muito baixos. Esse conjunto de dados foi analisado quanto a médias, valores mínimos e valores máximos.

Para elaboração e ajuste do variograma, o programa GS⁺7 (Gamma Design, 2004) executou a Equação 4 (Vieira et al., 1983), que baseada nas pressuposições de estacionaridade da hipótese intrínseca, estimou os valores correspondentes ao alcance (A), efeito pepita (C_0), componente estrutural (C) e patamar ($C+C_0$). O ajuste do variograma foi realizado por meio da escolha de um modelo teórico com melhor ajuste em relação aos pontos estimados.

$$\gamma(h) = \left(\frac{1}{2N(h)} \right) \sum_{i=1}^{N(h)} [Conc(x_i) - Conc(x_i + h)]^2 \quad (4)$$

onde: $\gamma(h)$ representa metade da esperança matemática do quadrado da diferença entre os valores dos pares de concentrações estimadas separados pelo vetor de distância h , isto é, a variância; (h) é uma função dependente do ângulo e da distância do vetor h entre os número

de pares de valores das concentrações estimadas $x_i + h$, x_i ; *Conc* é o valor dos pares de concentrações estimadas. Previamente a esse processo, a validação cruzada foi realizada com o intuito de verificar os valores obtidos na amostragem com os valores estimados no variograma. Adicionalmente foi calculado o valor para o Índice de Dependência Espacial (IDE) (Equação 5), proposto por Zimback (2001) e realizada a validação cruzada para verificação dos valores estimados com os reais.

$$IDE = \frac{C}{C + C_0} \times 100 \quad (5)$$

onde, IDE é o Índice de Dependência Espacial, C é a componente estrutural e C_0 o efeito pepita. Valores $\leq 25\%$ indicam fraca dependência espacial; entre 25% e 75% - moderada dependência espacial e $\geq 75\%$ - forte dependência espacial.

Com os variogramas gerados e ajustados, o processo de interpolação por krigagem também foi executado no programa geoestatístico GS⁺7. O método de krigagem ordinária pontual foi utilizado no processo de interpolação. A distância entre os pontos amostrados foi configurada com um intervalo de 20 m, com o objetivo de suavizar os resultados obtidos a partir da krigagem. Adicionalmente foram inseridos os pontos pertencentes ao limite da Bacia do Rio Pardo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O índice de lixiviação (LIX) apresentou o potencial de lixiviação do Tebuthiuron, que obteve o valor LIX=86. O alto potencial de lixiviação do Tebuthiuron é devido ao fato de que este apresenta um coeficiente de sorção para carbono orgânico (K_{oc}) baixo e meia-vida ($t_{1/2}$) longa. Isso contribuiu para o aumento da sua mobilidade no perfil do solo.

A análise estatística dos dados obtidos para as lâminas de irrigação de 0 mm, 200 mm e 400 mm referente ao Tebuthiuron está na Tabela 6.

Tabela 6. Análise estatística das concentrações estimadas na água subterrânea para o Tebuthiuron.

Lâmina simulada (mm)	Nº de pontos	Média (ug.L ⁻¹)	Mínimo (ug.L ⁻¹)	Máximo (ug.L ⁻¹)
0	78	1,87E-03	1,10E-16	2,88E+01
200	78	1,67E-02	4,24E-13	3,81E+01
400	78	7,19E-02	1,06E-10	4,61E+01

Considerando todas as lâminas de irrigação anuais, pode-se observar que os valores obtidos das concentrações estimadas para cada lâmina de irrigação simulada foram relativamente baixos, demonstrando conformidade com seu respectivo padrão de potabilidade. Como esperado, conforme as lâminas de irrigação simuladas foram aumentando, as concentrações estimadas do Tebuthiuron na água subterrânea também aumentaram. O menor valor obtido foi de 1,10E-16 ug.L⁻¹, situação na qual foi desconsiderada a irrigação. O maior valor obtido foi de 4,61E+01 ug.L⁻¹, situação onde foi utilizada uma lâmina de irrigação anual de 400 mm. Essa situação é caracterizada por uma alta taxa de recarga hídrica,

promovendo uma maior percolação da água no solo e conseqüentemente uma maior lixiviação dos defensivos agrícolas no perfil do solo até o topo do lençol freático. O alto potencial de lixiviação para esse defensivo agrícola, confirmado pelo índice LIX, resultou em uma maior concentração estimada na água subterrânea.

Os variogramas das concentrações estimadas para Tebuthiuron na água subterrânea considerando as lâminas de irrigação de 0 mm, 200 mm e 400 mm estão nas Figuras 4, 5 e 6, respectivamente.

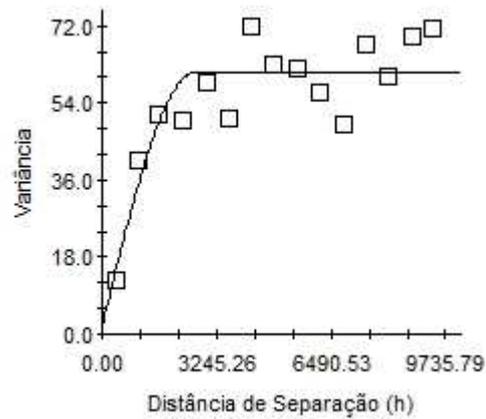


Figura 4. Variograma das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 0 mm.

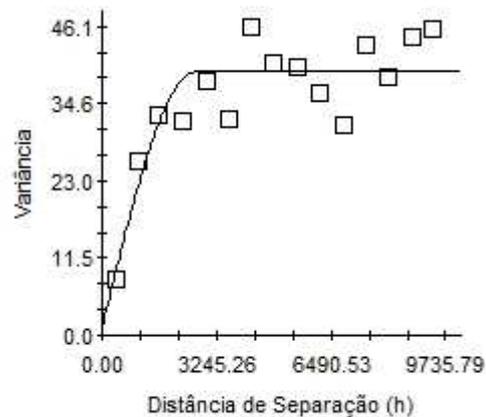


Figura 5. Variograma das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 200 mm.

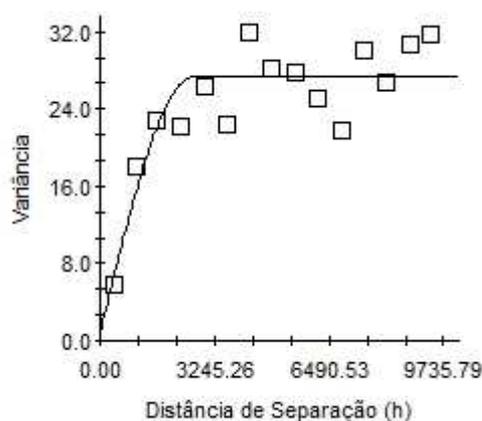


Figura 6. Variograma das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 400 mm.

Todos os variogramas apresentaram melhor ajuste com o modelo esférico. Os resultados referentes ao alcance (A_0), efeito pepita (C_0), componente estrutural (C), índice de dependência espacial e o coeficiente de regressão obtido pela validação cruzada (CR) para o Tebuthiuron é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7. Parâmetros e modelo de ajuste dos variogramas para a Tebuthiuron.

Lâmina simulada (mm)	Nº de pontos	Modelo	A_0 (m)	C_0	C	IDE (%)	CR
0	78	Esférico	2.650,00	2,10	59,26	96,60	0,94
200	78	Esférico	2.650,00	1,30	38,00	96,70	0,94
400	78	Esférico	2650,00	0,91	26,41	96,70	0,94

A_0 : Valor do alcance obtido; C_0 : Efeito Pepita; C : Componente Estrutural; IDE: Índice de Dependência Espacial; CR: Coeficiente de regressão obtido pela validação cruzada.

Considerando todas as lâminas de irrigação, o valor obtido para o alcance (A_0) foi de 2.650 m. Isso indica que os valores das concentrações estimadas de defensivos agrícolas na água subterrânea são dependentes espacialmente até o seu respectivo alcance. Em relação ao índice de dependência espacial (IDE), para todas as lâminas de irrigação simuladas foram encontrados valores que caracterizaram uma forte dependência espacial ($IDE \geq 75\%$). A validação cruzada obteve um coeficiente de regressão de 0,94 entre valores estimados e observados, para todas as lâminas de irrigação.

Com todos os variogramas ajustados e as validações cruzadas aceitáveis, foram elaborados os mapas temáticos das estimativas de concentração de Tebuthiuron na água subterrânea. Os mapas temáticos de concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea para cada lâmina de irrigação simulada são apresentados nas Figuras 7, 8 e 9. As áreas mais escuras nos mapas indicam os locais com o maior potencial de concentração estimada de Tebuthiuron na água subterrânea e as mais claras as áreas com menor concentração estimada.

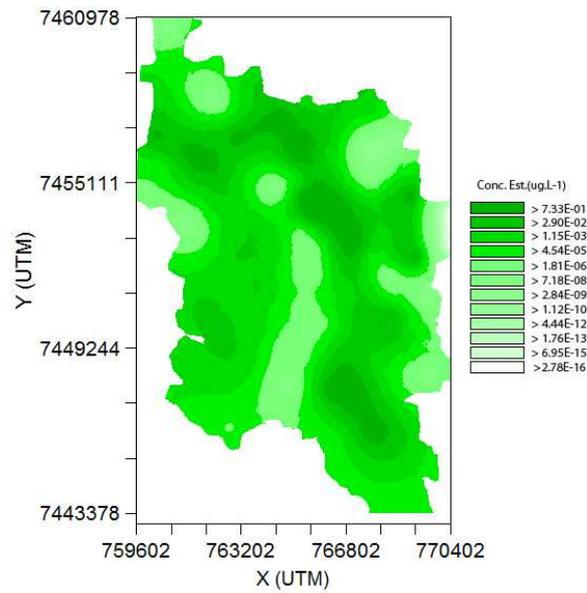


Figura 7. Mapa das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 0 mm.

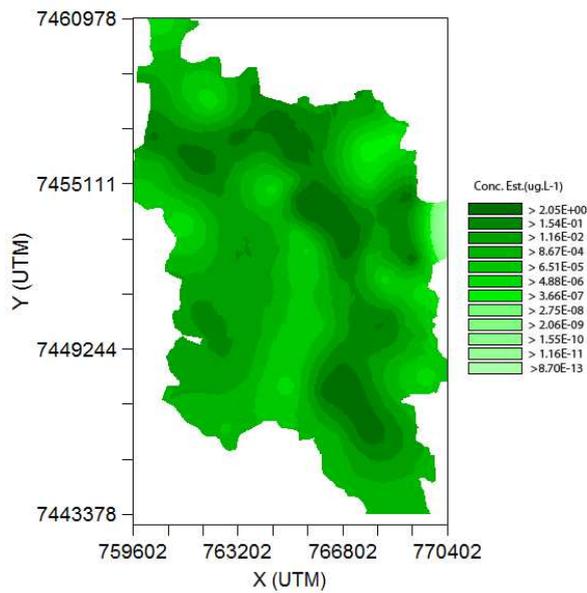


Figura 8. Mapa das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 200 mm.

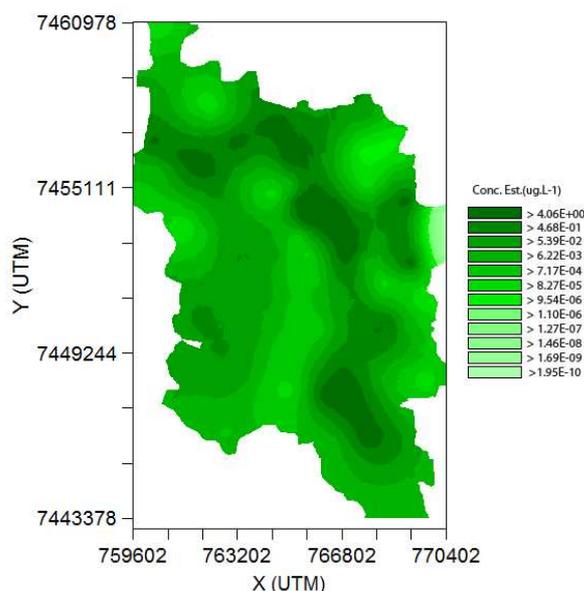


Figura 9. Mapa das concentrações estimadas de Tebuthiuron na água subterrânea considerando uma lâmina de irrigação de 400 mm.

Considerando todos os mapas nota-se que as áreas com maior concentração estimada são as mais próximas da rede de drenagem, uma vez que estas possuem o lençol freático próximo à superfície do solo. Tal situação implica em uma menor distância de transporte das moléculas do Tebuthiuron no perfil do solo até o topo do lençol freático.

Outro fator que determinou uma maior concentração estimada do tebuthiuron na água subterrânea foi o solo utilizado na simulação com o programa computacional ARAQUÁ. Os solos predominantes nas áreas de maior concentração estimada são o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVd) e o LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd). Comparados aos outros solos existentes na área de estudo, estes são solos com baixo teor de matéria orgânica. Atrélendo este fato às propriedades químicas do Tebuthiuron nota-se que o seu baixo coeficiente de sorção normalizado para a fração de carbono orgânico (K_{oc}), resultou em uma baixa adsorção das moléculas do Tebuthiuron nas partículas de matéria orgânica do solo. Consequentemente a mobilidade do Tebuthiuron ocorre de forma acelerada, ou seja, sua movimentação ocorre de forma rápida através do perfil do solo, resultando em um reduzido tempo de percurso até o topo do lençol freático.

A densidade e a capacidade de campo desses solos também influenciaram na mobilidade da do Tebuthiuron. O LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVd), o LATOSSOLO VERMELHO Distroférico (LVdf) e o LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd) são solos que possuem uma menor densidade e uma maior capacidade de campo quando comparados aos outros da Bacia do Rio Pardo. A junção dessas propriedades físicas do solo resultou em uma maior mobilidade do defensivo agrícola no solo, já que essa situação permite uma maior percolação da água com parte do defensivo agrícola aplicado, no solo.

A taxa de degradação, expressa pela meia-vida ($t_{1/2}$), influenciou grandemente nas maiores concentrações estimadas na água subterrânea, devido ao Tebuthiuron possuir uma taxa de degradação relativamente baixa. Esse fator, combinado com a reduzida distância entre a superfície do solo e o topo do lençol freático, pode impossibilitar que a degradação do Tebuthiuron ocorra por completo no perfil do solo. Isso porque o tempo de percurso curto,

quando comparado com o tempo de persistência do defensivo, resulta em uma maior quantidade de defensivo agrícola chegando até o corpo d'água subterrâneo.

Com relação às áreas com menor concentração estimada pode-se dizer que são as mais afastadas da rede de drenagem, uma vez que estas possuem o lençol freático mais profundo em relação à superfície do solo. Tal situação permite uma maior distância de transporte das moléculas do Tebuthiuron no perfil do solo até o topo do lençol freático.

Os solos predominantes nessas áreas e que contribuíram para uma menor concentração estimada do Tebuthiuron na água subterrânea foram o GLEISSOLO HÁPLICO Distrófico (GXbd) e o ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (PVAd). Comparados aos outros solos existentes na área de estudo, estes são solos com alto teor de matéria orgânica. Notou-se que, apesar de o Tebuthiuron apresentar coeficiente de sorção normalizado para a fração de carbono orgânico (K_{oc}) relativamente baixo, neste caso ocorreu um aumento da adsorção das moléculas do Tebuthiuron nas partículas de matéria orgânica do solo. Conseqüentemente a mobilidade do Tebuthiuron ocorreu de forma desacelerada, ou seja, sua movimentação ocorreu de forma lenta através do perfil do solo, resultando em um acréscimo no tempo de percurso até o topo do lençol freático.

A densidade e a capacidade de campo desses solos também influenciaram na mobilidade do Tebuthiuron. O GLEISSOLO HÁPLICO Distrófico (GXbd) e o ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (PVAd) são solos que possuem uma maior densidade e uma menor capacidade de campo quando comparados aos outros da Bacia do Rio Pardo. A junção dessas propriedades físicas do solo resultou em uma menor mobilidade do Tebuthiuron no solo, já que essa situação permite uma menor percolação, no solo, da água com parte do defensivo agrícola aplicado.

6 CONCLUSÕES

Em face dos resultados relacionados à espacialização das estimativas das concentrações de Tebuthiuron na água subterrânea na Bacia do Rio Pardo, pode-se concluir que:

- Para todas as lâminas de irrigação anuais consideradas no estudo, não houve concentrações estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade.
- Os mapas temáticos das estimativas das concentrações de Tebuthiuron proporcionaram de forma rápida a visualização das áreas com maior potencial de contaminação de águas subterrâneas, fornecendo assim subsídios para a tomada de decisão;
- As áreas com maior potencial de contaminação das águas subterrâneas são as próximas à rede de drenagem da bacia hidrográfica;
- A lâmina de irrigação que proporcionou maior concentração estimada de Tebuthiuron na água subterrânea na Bacia do Rio Pardo foi a de 400 mm;
- Todas as estimativas das concentrações de Tebuthiuron nas águas subterrâneas apresentaram uma forte dependência espacial.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROFIT. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários**. Consulta de Ingrediente Ativo. 2003. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 03 ago. 2011.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2004 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories**. Washington, DC: Office of water, 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards2004.pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2011.

GAMMA DESIGN. **GS+7: Geostatistics for the Environmental Sciences**. 2004. Disponível em: <<http://gammadesign.com/>>. Acesso em: 13 ago. 2012.

GROSSI, C.H. **Sistema e informação Geográfica- Basins 3.0 na modelagem hidrológica as Bacia Experimental do Rio Pardo, SP**. 2003. 101p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura)- Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

LESSA, L. G. F. **Simulação da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Pardo - Botucatu/sp, por modelagem hidrológica**. 2011. 141 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

MAO, M.; REN, L. Simulating nonequilibrium transport of atrazine through saturated soil. **Ground Water**, Westerville, n.4 , p.500-508, jul. 2004.

National Pesticide Information Center. OSU Extension Pesticide Properties Database. Disponível em: <<http://npic.orst.edu/ingred/ppdmmove.htm>>. Acesso em: 28 set. 2011.

SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2001. 168 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.

SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. C. **LIX C: Cálculo do índice de lixiviação de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa, CNPM, 2011. 1 CD-ROM.

SPADOTTO, C. A. et al. **ARAQUÁ: software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico**. 2ª versão. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/forms/araqua.php3>>. Acesso em: 23 fev. 2011.

SPADOTTO, C. A. et al. **Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxicos em Condições Brasileiras**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 20 p.(Documentos, 58).

VIEIRA, S. R. et al. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v.51, n.3, p.1-75, 1983.

ZIMBACK, C. R. L. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do Rio Pardo nos**

municípios de Pardinho e Botucatu. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agronômicas, 1997. 55 p.

ZIMBACK, C.R.L. **Análise espacial de atributos químicos de solos para fins de mapeamento da fertilidade.** 2001. 114 f. Tese (Livre-Docência)- Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, 2001.