ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE DIURON EM SOLOS TROPICAIS *

MANOEL DORNELAS DE SOUZA **

RITA CARLA BOEIRA **

MARCO ANTÔNIO FERREIRA GOMES **

Na microbacia do Espiraiado, localizada sobre o aquífero Botucatu, o qual abastecer inúmeras cidades do Brasil e da América Latina, há cultivo intensivo de cana-de-açúcar, com larga utilização de Diuron. Neste estudo, determinou-se o comportamento relativo à sorção de Diuron em três solos desta microbacia, nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm: Latossolo Roxo (LR) e Areia Quartzosa (AQ), Latossolo Roxo (LR) e Areia Quartzosa (AQ), ajustando-se os dados de adsorção aos modelos Linear, Freundlich, Lambert e Langmuir, e os de desorção ao de Freundlich. O modelo de Freundlich foi o que melhor descreveu a adsorção. Os valores de K_d nos três solos variaram de 2,044 (AQ) a 13,6058 $\text{mg.kg}^{-1}/(\text{mg.L}^{-1})^N$ (LE) na adsorção. Houve correlação linear significativa entre adsorção e teor de carbono orgânico no solo ($r = 0,846$). A variabilidade da constante K_{oc} estimada pelo modelo de Freundlich foi menor (2,2 vezes: 527 a 1162 $\text{mg.kg}^{-1}/(\text{mg.L}^{-1})^N$) que a da constante K_d (6,6 vezes). Na AQ, além da baixa adsorção, houve desorção acentuada, o que predispõe áreas de recarga do lençol freático com predominância deste tipo de solo a risco potencial de lixiviação de Diuron. Os solos LE e LR apresentaram maior capacidade de adsorção e maior poder de retenção do produto.

1 INTRODUÇÃO

A microbacia do córrego Espiraiado, em Ribeirão Preto-SP, é largamente cultivada com cana-de-açúcar. Esta encontra-se sobre manancial de água que abastece centenas de cidades de médio e grande porte, não só no Brasil, mas também na Argentina, Uruguai e Paraguai. Trata-se do aquífero Botucatu, com extensão superior a 100.000 km^2 de áreas de afloramento, ou recarga direta, no Brasil. O impacto de práticas

* Trabalho apresentado no XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Brasília, DF.
** Pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP - Brasil.
(e-mail: domelas@cnpmia.embrapa.br).

agrícolas na qualidade das águas subterrâneas deste aquífero, em suas áreas de recarga, tornou-se questão de crescente interesse público. Solos mal manejados podem transformar-se em fontes não pontuais de vários poluentes da água, incluindo os herbicidas. Estes são os pesticidas mais utilizados no cultivo de cana-de-açúcar, atividade com expressiva importância econômica em grande parte do Estado de São Paulo. Nesta cultura, o Diuron, herbicida de uso generalizado na região da microbacia do Espraiado, foi encontrado em amostragens de água subterrânea em concentrações de $2 \cdot 10^{-5}$ mg L⁻¹ nos anos de 1995 a 1998, teores abaixo do limite para padrão de potabilidade (10^{-4} mg L⁻¹) (EMBRAPA, 1997).

Os processos de adsorção e dessorção, que ocorrem no solo, constituem-se em importante fator de regulação da lixiviação de pesticidas e contaminação de águas sub-superficiais, e variam muito conforme as suas características e propriedades. O grau de sorção de herbicidas em solos influencia sua atividade biológica, persistência e mobilidade.

Os riscos potenciais de contaminação do solo e do lençol freático por pesticidas podem ser estimados via modelagem matemática. Esta técnica requer o levantamento de parâmetros físicos, químicos e climáticos. Os modelos de simulação, associados às práticas agrícolas podem contribuir na identificação dos principais mecanismos de controle do movimento de herbicidas no perfil do solo. Dentre os principais parâmetros correspondentes a atributos físico-químicos do solo requeridos por modelos de simulação encontram-se as isothermas de adsorção, que podem ser descritas por diferentes equações matemáticas, como os modelos de Lambert, de Freundlich, de Langmuir e o modelo linear.

No modelo linear a isoterma é descrita pela equação $X/M = K_d \cdot C_e$, onde X/M é a quantidade X de soluto adsorvida por quantidade M de adsorvente, em equilíbrio com solução de concentração C_e , e K_d é o coeficiente de distribuição do soluto entre a solução e a superfície sólida (EPA, 1975). LAMBERT (1967) sugeriu função polinomial da concentração de equilíbrio do tipo: $X/M = K_1 \cdot C_e + K_2 \cdot C_e^2$, onde K_1 e K_2 são constantes. A isoterma de Langmuir foi inicialmente descrita para estudos de adsorção de gás em superfícies homogêneas. Por analogia com este modelo foi desenvolvido outro, posteriormente, dividido em dois casos particulares por GILES et al. (1960). O primeiro caso corresponde à isoterma de Langmuir para baixas concentrações, tornando-se: $X/M = (K_d \cdot w \cdot C_e)/(1 + w \cdot C_e)$, onde K_d e w são constantes e $K_d \cdot w$ é a estimativa de K_d do produto. O segundo corresponde ao modelo de Freundlich, dado por $X/M = K_f \cdot C_e^N$, onde K_f e $N = \beta + 1$, K_f é a constante de Freundlich, N é o índice da intensidade de adsorção e β = constante (CALVET, 1989).

De modo geral, a adsorção/dessorção de Diuron em diferentes solos ou seus componentes é avaliada pelo modelo de Freundlich, em menor número pelo modelo de Langmuir (WAUCHOPE & KOSKINEN, 1983; ADHIKARI et al., 1985; MADHUN et al., 1986; GONZALEZ-PRADAS et al., 1994; MANDAL & ADHIKARI, 1995; NKEDI-KIZZA et al., 1983, 1987), com menos investigações a respeito do ajuste dos dados a outros modelos,

que eventualmente podem ser mais adequados à estimativa de K_d de determinado tipo de solo.

O objetivo deste estudo foi avaliar a adsorção e subsequente dessorção de Diuron em três solos tropicais, localizados em região de risco potencial de contaminação ambiental, avaliando-se quatro modelos matemáticos: Linear, Lambert, Freundlich e Langmuir.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os três solos estudados foram coletados na microbacia do córrego Espraiado, situada na divisa dos municípios de Ribeirão Preto, Cravinhos e Serrana (SP), em área aproximada de 4,640 ha e altitude média de 600 m. O relevo dominante é do tipo suave ondulado, clima do tipo tropical de inverno seco de savana (AW), segundo Köppen, com temperatura média anual de 22 °C e precipitação anual de 1400 mm. A microbacia situa-se nas coordenadas 21 °S e 47 °W Gr. O solo constitui-se, predominantemente, por Latossolos Vermelho-Escuro e Roxo próximo às encostas e Areia Quartzosa nas baixadas e porção jusante da microbacia.

Amostras de terra foram obtidas nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, em três locais cultivados com cana-de-açúcar na microbacia (Areia Quartzosa (AQ), Latossolo Vermelho-Escuro (LE) e Latossolo Roxo (LR)), secas ao ar e peneiradas (2 mm). Na Tabela 1 encontram-se algumas propriedades químicas e físicas dos solos estudados.

As características físicas e químicas do Diuron são: não-volátil, não-iônico, solubilidade em água de 42 mg L⁻¹ a 25 °C e meia-vida no solo ($t_{1/2}$) = 328 ± 212 dias (RAO & DAVIDSON, 1982). Em São Paulo, LUCHINI et al. (1993) encontraram para Diuron meia-vida ($t_{1/2}$) de 18 a 20 semanas, enquanto seu coeficiente de partição (K_{oc}), é 400 L kg⁻¹ (WSSA, 1989).

Foram preparadas soluções de Diuron em cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹, utilizando-se como concentração máxima inicial 16,0 mg L⁻¹ de princípio ativo. A adsorção foi determinada, misturando-se 5 g de solo e 25 mL de solução do herbicida, nas concentrações de 0, 1, 2, 4, 8 e 16 mg L⁻¹, com duas repetições. Também colocaram-se duas amostras de solo sem o pesticida e duas amostras de solução com Diuron, em concentrações conhecidas sem o solo, para controle de efeito residual e teste de adsorção às paredes do tubo de agitação. Procedeu-se agitação horizontal por 24 horas, e a seguir o sobrenadante foi centrifugado a 1910 RCF (Relative Centrifugal Force = g), durante 10 minutos. Filtrou-se o sobrenadante em membrana filtrante de 47 mm de diâmetro e porosidade 0,45 µm (ME 25, Schleicher & Schull). O filtrado foi analisado utilizando-se cromatógrafo a líquido Shimadzu, modelo LC-10 AD, com detector ultravioleta SPD-10AV a 251 nm. Utilizou-se coluna C18 Bondesil (4,6 mm x 25 cm x 5 µm), fluxo de 1,5 mL minuto⁻¹, fase móvel Metanol:água

TABELA 1 - PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SOLOS AREIA QUARTZOSA (AQ), LATOSSOLO VERMELHO-ESCURO (LE) E LATOSSOLO ROXO (LR), RIBEIRÃO PRETO - SP

Solo/Profundidade (cm)	pH * água	pH (CaCl ₂)	Densidade		Textura (0-20 cm) **			CO *** g kg ⁻¹	Teor de água		
			global	partícula	areia	silte	argila		capacidade campo	saturação	PMP ****
			kg dm ⁻³		g kg ⁻¹				m ³ m ⁻³		kg ⁻¹ kg ⁻¹
AQ	7.3	6.2	1.42	2.59				2.8	0.19	0.47	0.06
0-10 cm					820	100	80				
AQ	7.3	6.4	1.55	2.66				2.1	0.17	0.42	0.06
10-20 cm											
LE	5.7	5.1	1.17	2.55				11.7	0.25	0.54	0.14
0-10 cm					490	130	380				
LE	5.9	5.3	1.40	2.51				10.1	0.29	0.46	0.12
10-20 cm											
LR	5.4	4.8	1.19	2.77				18.1	0.25	0.53	0.17
0-10 cm					280	100	620				
LR	5.9	5.4	1.26	2.53				17	0.29	0.5	0.18
10-20 cm											

* 1:2.5.

** Método da pipeta.

*** Carbono orgânico (Walkley-Black).

**** Ponto de murcha permanente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 apresentam-se os coeficientes ajustados, obtidos a partir das curvas isotérmicas linearizadas de adsorção e dessorção de Diuron, nos solos e profundidades estudados, bem como os parâmetros utilizados para a sua comparação estatística.

Para escolher o melhor modelo foi utilizado o quadrado do coeficiente de correlação (R^2) entre os valores observados e preditos, pois o coeficiente de determinação nos modelos com interceptos nulos é calculado de forma diferente, não sendo comparável com aqueles obtidos com interceptos não nulos. Desta forma, o quadrado do coeficiente de correlação elimina este problema, sendo parâmetro adequado para comparação. Entretanto o R^2 , quando utilizado como medida global de qualidade de ajuste, não consegue captar algumas falhas do modelo, como tendências de sub ou superestimação em algumas regiões da curva e presença de pontos influentes. Assim, além deste critério, foram utilizados gráficos de dispersão de resíduos padronizados e gráficos de probabilidade normal dos resíduos que possibilitam avaliar estas tendências. Considerando o conjunto de ferramentas selecionou-se o modelo de Freundlich como o mais apropriado para os três solos. Desta forma o K_{oc} foi estimado utilizando-se os valores de K . Ressalta-se que o K , tem como unidade $\text{mg.kg}^{-1}/(\text{mg.L}^{-1})^N$, logo o K_{oc} calculado com a

(63.37 v/v), e volume de injeção 50 μL . A diferença entre as concentrações inicial e final foi considerada como devida à adsorção de Diuron ao solo. Após pesagem, o solo residual foi misturado a 25 mL de solução CaCl_2 0.01 mol L^{-1} para período de 24 horas de dessorção. As concentrações do herbicida nas soluções foram então determinadas. Os resultados foram expressos como quantidade de herbicida adsorvido ou dessorvido por grama de solo. O coeficiente de distribuição (K_d) foi estimado por meio de quatro modelos (linear, Freundlich, Lambert e Langmuir), os quais foram avaliados com o objetivo de se escolher o mais adequado para a descrição da adsorção de Diuron nos solos estudados. Utilizou-se os seguintes critérios estatísticos relacionados com a qualidade do ajuste: 1) Quadrado do coeficiente de correlação entre os valores observados e os valores preditos pelo modelo (R^2); 2) Resíduos padronizados: diferenças entre valores observados e preditos pelo modelo, divididos pelos respectivos erros-padrão; 3) Gráfico de probabilidade normal: percentis amostrais da distribuição dos resíduos plotados versus os percentis da correspondente distribuição normal (MONTGOMERY, 1982).

Escolhido o modelo ao qual os dados tiveram melhor ajuste, os respectivos K_d foram normalizados para teor de carbono orgânico no solo pela equação $K_{oc} = (K_d/\% \text{ carbono orgânico}) \times 100$ (WSSA, 1989). Na dessorção, K_d foi estimado pelo modelo de Freundlich.

TABELA 2 - PARÂMETROS EMPÍRICOS DOS MODELOS LINEAR, LAMBERT, FREUNDLICH E LANGMUIR E CRITÉRIOS ESTATÍSTICOS UTILIZADOS PARA SUA AVALIAÇÃO NO ESTUDO DE ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE DIURON EM TRÊS SOLOS DE RIBEIRÃO PRETO/SP - AREIA QUARTZOSA (AQ), LATOSSOLO VERMELHO-ESCURO (LE) E LATOSSOLO ROXO (LR) - CAMADAS DE 0-10 E 10-20 cm DE PROFUNDIDADE

Modelo	Parâmetro	AQ		LE		LR	
		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
ADSORÇÃO							
Linear	R ²	0.9908	0.9281	0.8836	0.7378	0.9769	0.9629
	F	774.5	256.62	115.7	71.348	532.47	517.02
	a	0	0	0	0	0	0
Lambert	b	1.2424	2.023	8.98	2.249	8.702	7.494
	R ²	0.9818	0.9451	0.986	0.9136	0.9756	0.9649
	F	617.3	147.02	905.34	172.97	332.9	235.46
Freundlich	a	0	0	0	0	0	0
	b	1.5848	2.5452	19.217	4.8763	10.989	7.0883
	c	-0.0307	-0.0617	-2.9188	-0.2795	-0.44	0.0748
Freundlich	R ²	0.9932	0.9446	0.8731	0.9197	0.972	0.9669
	F	1160.8	170.694	68.865	115.71	277.35	233.37
	a	0.8413	0.7149	2.4703	1.6735	2.504	2.2549
Langmuir	b	0.711	0.937	0.6545	0.5947	0.786	0.8125
	R ²	0.9773	0.9811	0.9414	0.9262	0.9706	0.9722
	F	345.29	363.107	160.81	125.65	264.33	280.73
Freundlich	a = 1/K _L	0.07612	0.00669	0.0247	0.0614	0.0074	0.0173
	b = 1/K _L w	0.3235	0.4635	0.04575	0.105	0.067	0.0805
DESSORÇÃO							
Freundlich	R ²	0.998	0.99	0.979	0.977	0.971	0.955
	F	3027.87	1025.86	373.3	429.457	268.74	171.135
	a	0.2098	0.0723	0.6959	-0.1632	0.2375	0.029
Freundlich	b	0.801	0.8727	0.7538	1.1558	1.1115	1.1664

constante de Freundlich apresenta esta mesma unidade (NKEDI-KIZZA & BROWN, 1998). Quando o K_{oc} é calculado diretamente com o K_d sua unidade é $L \cdot kg^{-1}$. O K_d assume esta mesma unidade quando N é igual a um (1). No estudo de desorção adotou-se o mesmo modelo, pois não havendo o efeito de histerese as constantes do modelo devem ser iguais nos dois casos. No caso de ocorrência de histerese a constante de desorção $K_d = (K_a)^{n/n_d} (q_{max})^{(1-n)/n_d}$, onde q_{max} = quantidade de soluto adsorvido antes da desorção (CALVET, 1989). Observa-se, nesta relação, que se n for igual a n_d, K_d será igual a K_a .

Na Figura 1 são apresentadas as isotermas de adsorção e desorção, com as respectivas equações. Analisando-se as equações de adsorção e desorção, nos três solos e nas duas profundidades, verifica-se que em nenhum dos casos ocorreu igualdade de constantes entre os parâmetros de adsorção e desorção. Não é possível atribuir estas diferenças ao efeito de histerese, apenas, pois no caso da desorção é recomendável a execução de várias extrações, e neste trabalho foi feita apenas uma.

Os valores obtidos para K_f nos três solos variaram de 2,0440 a 13,6058 na adsorção. As equações obtidas (Figura 1) permitem observar diferenças entre os tipos de solo, com AQ apresentando K_f cerca de seis vezes menor que os demais solos. A decividade nas isotermas de Freundlich (valor N) não foi constante ($0,94 \geq N \geq 0,6$) ou linear ($N < 1$), como as obtidas por outros autores para Diuron (GALLARDON, 1997; MADHUN et al., 1986).

Na profundidade 0-10 cm observa-se que, na AQ a percentagem de adsorção variou de 19 a 36% do total aplicado para as diferentes concentrações da solução de equilíbrio e do total que foi adsorvido houve liberação de 51 a 64% na primeira extração. Já os latossolos LR e LE apresentaram maior potencial de adsorção de Diuron, além de menor desorção percentual do que o solo AQ. Esta tendência ao relacionamento inverso entre as quantidades adsorvidas e desorvidas já observada por REDDY et al. (1992) também foi notada na profundidade de 10-20 cm. Nesta camada, a adsorção variou de 24 a 33% e a desorção na primeira extração variou de 33 a 57% (AQ), enquanto no LE a adsorção variou de 61 a 80% na camada de 0-10 cm e de 26 a 62% na camada de 10-20 cm. A desorção para este solo variou de 12 a 18% na camada de 0-10 cm e de 10 a 74% na camada de 10-20 cm. Comparando-se os solos entre si verifica-se que o comportamento de Diuron no LE e LR mostrou a mesma tendência, ou seja, houve alta adsorção e baixa desorção na primeira extração, evidenciando o efeito do teor de argila e carbono orgânico nos dois solos. TORNISIELLO et al. (1997), avaliando a lixiviação de Diuron em solos brasileiros com carbono marcado, também verificaram a tendência de maior retenção nos solos com maior teor de matéria orgânica. No caso da AQ, houve baixa adsorção e a maior parte foi liberada já na primeira extração, sendo esperadas reduções na proporção de Diuron que seria removida em sucessivas desorções (GALLARDON, 1997).

FIGURA 1 - ISOTERMAS DE ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE DIURON AJUSTADAS PELO MODELO DE FREUNDLICH EM TRÊS SOLOS - AREIA QUARTZOSA (AQ), LATOSSOLO VERMELHO ESCURO (LE) E LATOSSOLO ROXO (LR) - PROFUNDIDADES DE 0-10 cm e 10-20 cm

Na Tabela 3 são apresentadas as quantidades adsorvidas de Diuron nos solos estudados.

TABELA 3 - DIURON ADSORVIDO E DESSORVIDO EM TRÊS SOLOS DE RIBEIRÃO PRETO (SP) - AREIA QUARTZOSA (AQ), LATOSSOLO VERMELHO-ESCURO (LE) E LATOSSOLO ROXO (LR) - EM DUAS PROFUNDIDADES (0-10 cm e 10-20 cm) COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES APLICADAS DO HERBICIDA

Diuron Aplicado mg kg ⁻¹	Adsorção*	Desorção**	Diuron Aplicado	Adsorção*	Desorção**
	mg kg ⁻¹	%		mg kg ⁻¹	%
AQ (0-10 cm)					
5	1.78	36	5	1.48	30
10	2.97	30	10	3.16	32
20	4.75	24	15	3.57	24
40	8.21	21	25	6.24	25
80	15.48	19	50	16.67	33
AQ (10-20 cm)					
5	1.78	36	5	1.48	30
10	2.97	30	10	3.16	32
20	4.75	24	15	3.57	24
40	8.21	21	25	6.24	25
80	15.48	19	50	16.67	33
LE (0-10 cm)					
2.5	2.00	80	5	3.10	62
5	3.90	78	10	5.16	52
10	7.95	79	15	6.58	44
15	11.51	77	25	9.55	38
25	19.08	76	50	20.81	42
50	30.68	61	75	19.71	26
LE (10-20 cm)					
2.5	2.00	80	5	3.10	62
5	3.90	78	10	5.16	52
10	7.95	79	15	6.58	44
15	11.51	77	25	9.55	38
25	19.08	76	50	20.81	42
50	30.68	61	75	19.71	26
LR (0-10 cm)					
5	3.67	73	5	3.49	70
10	7.66	77	10	6.88	69
20	14.65	73	20	12.77	64
40	25.25	63	40	22.41	56
80	50.49	63	80	48.74	61
LR (10-20 cm)					
5	3.67	73	5	3.49	70
10	7.66	77	10	6.88	69
20	14.65	73	20	12.77	64
40	25.25	63	40	22.41	56
80	50.49	63	80	48.74	61

* Concentração e percentagem do herbicida adsorvido.
** Concentração e percentagem do herbicida desorvido.

O elevado potencial de desorção observado na AQ, com mais de 50% de Diuron desorvido na primeira extração, permite a inferência de que o uso inadequado deste tipo de solo em áreas de recarga pode, a médio ou longo prazo, comprometer a qualidade da água subterrânea, já

que um dos mecanismos de alimentação do aquífero ocorre por infiltração direta das águas de chuva nestas áreas (ROCHA, 1996). No entanto, os resíduos deste herbicida que têm sido encontrados na microbacia não são distintos entre estes solos. Em LE, foram encontradas concentrações de Diuron de 0,004 a 0,136 mg kg⁻¹ de solo até 40 cm de profundidade e em AQ, desde 0,005 até 0,084 mg kg⁻¹ de solo, nos anos de 1995 e 1996, em monitoramento realizado durante vários meses de cada ano (EMBRAPA, 1997).

Diversos trabalhos mostram que a fração orgânica do solo é o fator mais importante na adsorção de herbicidas (NKEDI-KIZZA et al., 1983; MADHUN et al., 1986; ALVA & SINGH, 1990; MANDAL & ADHIKARI, 1995; LIU et al., 1970), não somente ao solo como um todo, mas também a seus componentes texturais (NKEDI-KIZZA et al., 1983). Neste trabalho, houve correlação linear significativa ($r = 0,846$) entre o teor de carbono orgânico no solo e as constantes K_d , permitindo que o parâmetro K_{oc} seja usado em estimativas em solos similares aos da área estudada. Os valores de K_{oc} obtidos foram: AQ 0-10 cm: 828,21 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, AQ 10-20 cm: 973,83 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, LE 0-10 cm: 1162,82 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, LE 10-20 cm: 527,82 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, LR 0-10 cm: 675,74 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, LR 10-20 cm: 560,88 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹. A maior parte deles encontra-se na faixa de valores considerados baixos para a constante K_{oc} (10 a 1000 L kg⁻¹), na qual enquadraram-se valores obtidos por outros autores (NKEDI-KIZZA et al., 1983; RAO & DAVIDSON, 1982). Os valores de K_{oc} tiveram menor amplitude de variação entre os solos (2,2 vezes) do que as constantes K_d correspondentes, expressas em base de massa total de solo (6,6 vezes).

4 CONCLUSÃO

O modelo de Freundlich foi o que melhor descreveu a adsorção de Diuron nos solos de áreas de recarga do aquífero Botucatu.

Nas áreas de recarga do lençol freático com predominância de Areia Quartzosa há risco potencial de lixiviação de Diuron, tendo-se em vista a baixa capacidade destes solos para adsorver e reter o herbicida.

Em áreas com solos latossólicos há menor risco de contaminação do lençol freático, quando pulverizados com Diuron, por apresentarem maior capacidade de adsorção e maior poder de retenção do produto.

Abstract

In the Espraiado watershed, located on the Botucatu aquifer recharge area, which supplies many cities of Brazil and Latin America, there is an intensive cultivation of sugarcane, with large utilization of Diuron. Therefore, the sorption equilibrium of Diuron was determined in three soils of this watershed (depths: 0-10 cm and 10-20 cm): Dark Red Latosol (LE), Dusky Latosol (LR) and Quartzous Sand (AQ), using a slurry technique and

fitting the adsorption data to a linear, Freundlich, Lambert and Langmuir models and the desorption data to the Freundlich model. The model best describing the adsorption was that of Freundlich. The K_d values ranged from 2,044 to 13,6058 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹, being smaller for the AQ soil. The relationship between soil organic carbon contents in the soil and the adsorption equilibrium constants was characterized by a significant linear correlation ($r = 0,846$). Diuron K_{oc} values were less variable among the soils (2.2 fold, 527 to 1162 mg kg⁻¹(mg L⁻¹)⁻¹) than the corresponding K_d (6.6 - fold). In the AQ, besides the small adsorption, there was an accentuated desorption, which predisposes the water table recharging areas with a predominance of this type of soil, to a potential risk of Diuron leaching and contamination. The LE and LR soils presented more capacity of adsorption and retention of the herbicide, presenting less potential risk for leaching.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, M.; RAY, A.; SANYAL, S.K. Interactions of methyl parathion and Diuron with soil components and soils. *Indian Agriculturist*, v. 29, n. 2, p. 87-92, 1985.
- ALVA, A.K.; SINGH, M. Sorption of bromacil, Diuron, noflurazon, and simazine at various horizons in two soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 45, n. 3, p. 365-374, 1990.
- CALVET, R. Adsorption of organic chemicals in soils. *Environmental Health Perspectives*, v. 83, p. 145-77, 1989.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. *Relatório parcial de atividades do Projeto "Impacto Ambiental e Implicações Sócio-Econômicas da Agricultura Intensiva em Água Subterrânea"*. Jaguaruna: EMBRAPA-Meio Ambiente, 1997. 16 p. (Relatório de atividades).
- GALLARDON, P. Desorption of Diuron and isoproturon from undispersed clay loam soil. *Pesticide Science*, v. 51, n. 2, p. 185-193, 1997.
- GILES, C.H.; MC EWANS, T.H.; NAKHWA, S.N.; SMITH, D. Studies in adsorption: XI. A system of classification of solution adsorption isotherms and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific areas of solids. *Journal Chemical Society*, v. 3, p. 3973-3993, 1960.
- GONZALEZ-PRADAS, E.; VILLAFRANCA-SANCHEZ, M.; FERNANDEZ-PEREZ, M.; SOCIAS-VICIANA, M. Sorption of Diuron, atrazine and MCPA on an organic matter-amended calcareous soil from Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, v. 3, n. 4, p. 250-255, 1994.
- LAMBERT, S. M. Functional relationship between sorption in soil and chemical structure. *Journal Agricultural Food Chemistry*, v. 15, p. 572-576, 1967.
- LIU, L.C.; CIBES-VIADE, H.; KOO, F.K.S. Adsorption of ametryne and Diuron by soils. *Weed Science*, v. 18, p. 470-474, 1970.
- LUCHINI, L.C.; COSTA, M.C.; OSTIZ, B.S.; MUSUMECI, M.R.; NAKAGAWA, L.E.; ANDREA, M.M.; MATTALLO, M. Behaviour of Diuron in a sandy clay and clay soils, from S. Paulo State, Brazil. In: SYMPOSIUM

PESTICIDE CHEMISTRY DEGRADATION AND MOBILITY OF XENOBIOTICS, 9., Placenza, 1993. *Proceedings...* Itália, 1993. p. 127.

- 11 MADHUN, Y.A.; FREED, V. H.; YOUNG, J.L.; FANG, S.C. Sorption of bromacil, chlortoluron, and Diuron by soils. *Soil Science Society of American Journal*, v. 50, n. 6, p. 1467-1471, 1986.
- 12 MANDAL, A.K.; ADHIKARI, M. Role of organic matter and sesquioxides in the adsorption of pesticides on soils. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, v. 43, n. 4, p. 561-567, 1995.
- 13 MONTGOMERY, D.C. *Introduction to linear regression analysis*. New York: John Wiley, 1982.
- 14 NKEDI-KIZZA, P.; RAO, P. S.C.; JOHNSON, J.W. Adsorption of Diuron and 2,4,5-T on soil particle-size separates. *Journal of Environmental Quality*, v. 12, n. 2, p. 195-197, 1983.
- 15 NKEDI-KIZZA, P.; RAO, P. S.C.; HORNSBY, A.G. Influence of organic cosolvents on leaching of hydrophobic organic chemicals through soils. *Environmental Science and Technology*, v. 21, n. 11, p. 1107-1111, 1987.
- 16 NKEDI-KIZZA, P.; BROWN, K. D. Sorption, degradation, and mineralization of carbaryl in soils, for single-pesticide and multiple-pesticide systems. *Journal of Environmental Quality*, v. 27, p. 1318-1324, 1998.
- 17 RAO, P. S.C.; DAVIDSON, J.M. Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems: a critical review. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1982. (EPA/600/3-82/060).
- 18 REDDY, K.N.; SINGH, M.; ALVA, A.K. Sorption and desorption of Diuron and niflurazon in Florida citrus soils. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 64, p. 3-4, 1992.
- 19 ROCHA, G.A. *Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul: bases para uma política de desenvolvimento e gestão*. Curitiba: UFPR/IDRC, 1996. 25 p.
- 20 TORNISIELLO, V. L.; MOREIRA, E.M.; REGITANO, J.B.; MONTEIRO, R.T.R.; COSTA, M.A. Estudos de lixiviação em colunas do herbicida ¹⁴C-Diuron em solos brasileiros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIENCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21., Caxambu, 1997. *Resumos...* Viçosa: SDBCPD, 1997. p. 373.
- 21 U.S. Environmental Protection Agency. Guidelines for registering pesticides in United States. *Federal Register*, v. 40, n. 123, p. 26881-26888, 1975.
- 22 WAUCHOPE, R.D.; KOSKINEN, W.C. Adsorption-desorption equilibria of herbicides in soil: a thermodynamic perspective. *Weed Science*, v. 31, n. 4, p. 504-512, 1983.
- 23 WSSA. *Weed Science Society of America. Herbicide handbook*. 6th ed. Champaign: WSSA, 1989. 310 p.