



Acta Scientiarum. Agronomy

ISSN: 1679-9275

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá
Brasil

Hiroko Inoue, Miriam; de Oliveira Jr., Rubem Silvério; Constantin, Jamil; Gonçalves Alonso, Diego;
Carneiro de Santana, Diogo

Lixiviação e degradação de diuron em dois solos de textura contrastante

Acta Scientiarum. Agronomy, vol. 30, núm. 5, 2008, pp. 631-638

Universidade Estadual de Maringá
Maringá, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303026583005>

- Como citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Lixiviação e degradação de diuron em dois solos de textura contrastante

Miriam Hiroko Inoue¹, Rubem Silvério de Oliveira Jr.^{2*}, Jamil Constantin², Diego Gonçalves Alonso² e Diogo Carneiro de Santana¹

¹Departamento de Agronomia, Universidade do Estado de Mato Grosso, Rod. MT 358, km 7, Cx. Postal 287, 78300-000, Tangará da Serra, Mato Grosso, Brasil. ²Departamento de Agronomia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: rsojunior@uem.br

RESUMO. Objetivou-se estudar a lixiviação do diuron em colunas de solo, além do efeito de métodos de redução da atividade microbiana na degradação deste herbicida em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVd – textura franco-arenosa) e LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico (LRd – textura argilosa). Para avaliar a movimentação do diuron (0; 1,6 e 3,2 kg ha⁻¹), foram aplicadas lâminas de 0, 20, 40, 60 e 80 mm de água. Na degradação, os métodos de restrição empregados foram: autoclavagem prévia, aplicação de brometo de metila, amoxicilina, captan e amoxicilina+captan, sendo que as amostras foram mantidas na ausência ou presença de luz. Resultados indicam que lâminas superiores a 60 mm foram suficientes para promover movimentação nítida nas amostras de LVd. Para o LRd, independente da lâmina aplicada, a movimentação do herbicida ficou restrita à camada superficial. Nos ensaios de degradação, para o LRd, verificou-se que o acúmulo de biomassa do bioindicador *Brachiaria decumbens* foi maior nas amostras de solo que não receberam nenhum método de restrição. Amostras de LVd que receberam qualquer um dos métodos de restrição e foram mantidas na luz proporcionaram menor produção de biomassa, em comparação aos demais tratamentos. Evidenciou-se, ainda, que, independente do solo, o acúmulo de biomassa de *B. decumbens* foi maior nas amostras que permaneceram na luz.

Palavras-chave: efeito residual, mobilidade, persistência, retenção.

ABSTRACT. Leaching potential and degradation of diuron in two soils of contrasting texture. This research was aimed at studying the leaching of diuron in soil columns, as well as the effect of different methods of reduction of microbial activity on diuron degradation in samples of a sandy loam soil (LVd) and a clay soil (LRd). To measure the downward movement of diuron (0; 1.6 and 3.2 kg ha⁻¹), water layers of 0, 20 40, 60 and 80 mm were applied. For degradation studies, the methods used to restrict were as follow: sterilized in autoclave, methyl bromide application, amoxicillin, captan and amoxicilin+captan; soil samples were kept with or without light incidence. Water depths \geq 60 mm were enough to promote observable leaching in LVd samples. For clay soil, regardless of the water layer applied, herbicide movement was limited to the superficial soil layer. In degradation studies, biomass accumulation of bioindicator *Brachiaria decumbens* was higher in LRd samples with no restriction. LVd soil samples treated with any microbial activity restriction methods and exposed to light led to bioindicator biomass reduction, in comparison to others treatments. For both soils, biomass of *B. decumbens* was increased in soil samples that remained exposed to light.

Key words: residual effect, mobility, persistence, retention.

Introdução

Os estudos de comportamento de herbicidas, no ambiente, têm sido realizados nas mais variadas condições, mas de forma geral, a finalidade dessas pesquisas vem sendo sempre relacionada com a eficiência das moléculas no controle de plantas daninhas ou com o transporte do herbicida no solo (Vereecken *et al.*, 1999; Marchiori Jr. *et al.*, 2005; Jaremtchuk *et al.*, 2008). Em ecossistemas tropicais,

onde a maioria dos solos é pobre em nutrientes e apresenta baixa capacidade de retenção, a dinâmica de herbicidas é muito influenciada pela matéria orgânica presente no solo.

Dentre os fatores que afetam os processos de movimentação e degradação de herbicidas, pode-se destacar: fatores climáticos (temperatura e umidade); edáficos (pH, matéria orgânica, teores de argila, óxido de ferro e de alumínio, comunidade

microbiana, porosidade, estrutura e fertilidade); solubilidade e estrutura química do produto (Oliveira, 2001). Os processos de degradação podem ser químicos, físicos ou biológicos e podem resultar na mineralização total do herbicida ou na sua conversão em metabólitos. Entre esses processos, maior importância tem sido atribuída à degradação biológica, que está relacionada, principalmente, com os microrganismos presentes no solo (Graham-Bryce, 1981). A degradação dos herbicidas pode, ainda, ser favorecida quando materiais orgânicos são adicionados ao solo, já que estes fornecem nutrientes e energia aos microrganismos capazes de promover a degradação da molécula (Felsot e Dzanter, 1990). Por outro lado, solos ricos em matéria orgânica apresentam maior capacidade de retenção (Green e Karickhoff, 1990), que diminuem o potencial de lixiviação e a biodisponibilidade dos herbicidas às plantas e aos microrganismos. A fotodecomposição também pode ser um fator significativo para a degradação dos herbicidas sensíveis à radiação ultravioleta, quando aplicados diretamente nos solos (Plimmer, 1976), podendo alterar moléculas químicas, quebrando-as e inativando-as (Klingman *et al.*, 1975). Isso ocorre porque, após a molécula do herbicida absorver a energia da radiação, seus elétrons excitam-se e provocam a ruptura de ligações químicas (Klingman *et al.*, 1975).

O diuron é um herbicida não-ionizável, é relativamente persistente em solos (meia-vida de dissipação de 90 a 180 dias), sendo que a principal forma de dissipação da molécula é a degradação microbiológica (Rodrigues e Almeida, 2005). Em trabalhos referentes à persistência de ametryne, atrazine, simazine e diuron, nas doses de 3,5 kg ha⁻¹, em um solo argiloso, em condições naturais e utilizando pepino e aveia como bioindicadores, Blanco *et al.* (1982) verificaram que o simazine foi degradado mais rapidamente, seguida pela atrazine e diuron, não sendo encontrado resíduo tóxico após 60 dias do tratamento. Diversos estudos indicaram que o comportamento sortivo do diuron apresenta correlação positiva com os teores de matéria orgânica e CTC do solo (Spurlock e Biggar, 1994; Rocha, 2003), sendo que solos com baixos teores de matéria orgânica apresentam maior potencial de lixiviação do herbicida. Em um estudo de cinética e sorção do diuron (Inoue *et al.*, 2006a), observou-se que cerca de 85% do herbicida foi sorvido após 30 min. de contato entre as moléculas e o solo (fase rápida). A sorção na fase lenta foi similar nos seis solos estudados, embora os teores de matéria orgânica

fossem muito diferentes.

Existem evidências de que a atividade residual dos herbicidas seja afetada pelas doses aplicadas e microrganismos presentes no solo. No entanto, resultados desta natureza são praticamente inexistentes para as condições brasileiras. Neste contexto, o trabalho objetivou avaliar o potencial de lixiviação de diuron, em colunas de solo e o efeito de diferentes métodos de redução da atividade microbiana na degradação deste herbicida em dois solos de textura contrastante, visto que a lixiviação e a degradação exercem grande influência sobre a eficiência agrônômica e persistência da molécula no ambiente.

Material e métodos

Os solos utilizados nos experimentos, escolhidos por apresentarem textura e teores de matéria orgânica contrastantes, foram classificados como LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVd – textura franco-arenosa) e LATOSSOLO VERMELHO Distroférico (LRd – textura argilosa), conforme Embrapa (1999). Ambos os solos são provenientes de uma litossequência no município de Iguaçu (Paraná) e as amostras foram coletadas na profundidade de 0-10 cm, apresentando as características físicas e químicas descritas na Tabela 1. Antes de serem utilizadas nos experimentos, as amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm.

Tabela 1. Características físico-químicas de amostras de solos utilizadas nos experimentos.

Solo	pH		Al ³⁺	H ⁺ + Al ³⁺	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	P
	CaCl ₂	H ₂ O						
					cmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³
LVd ^{1/}	4,5	5,4	0,3	2,73	1,2	0,94	0,12	7,9
LRd ^{2/}	5,0	5,6	0	4,61	6,41	4,81	1,16	33,9
Solo	C		CTC		V	areia	silte	argila
	g dm ⁻³		cmol _c dm ⁻³		%	g kg ⁻¹		
LVd ^{1/}	5,19		4,05		32,6	880	20	100
LRd ^{2/}	15,96		12,18		62,2	350	90	560

^{1/}LVd = LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (textura franco-arenosa); ^{2/}LRd = LATOSSOLO VERMELHO Distroférico (textura argilosa); Fonte: Laboratório de Solos da UEM.

Lixiviação

Na primeira etapa do trabalho, foram realizados dois ensaios com o intuito de determinar a lâmina de água necessária para que o diuron, aplicado ao topo da coluna com amostras de solo, percolasse nas mesmas. Em cada experimento, foi utilizado um solo, em esquema fatorial 5 x 5, sendo os fatores estudados: lâminas de irrigação (0, 20, 40, 60 e 80 mm) e profundidades na coluna (0-5; 5-10; 10-15; 15-20 e 20-25 cm). Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado, com três repetições.

Amostras de solo foram acondicionadas em colunas

de PVC (25 cm de altura e 10 cm de diâmetro) previamente seccionadas longitudinalmente. Para manter as duas metades unidas, estas foram amarradas com arame liso e recobertas interna e externamente com parafina. Cada coluna recebeu de forma manual e, cuidadosamente, 03 kg de solo. Após o acondicionamento, as colunas foram umedecidas por capilaridade por um período de 24h, quando o solo se apresentava saturado até o topo da coluna. A seguir, as colunas foram mantidas na bancada da casa-de-vegetação por 24h para que o excesso de água fosse drenado.

O diuron (LVd 1,6 e LRd 3,2 kg ha⁻¹) foi aplicado ao topo das colunas, utilizando-se de um pulverizador com pressão constante, à base de CO₂, munido de quatro bicos do tipo leque XR110.02, espaçados entre si de 0,50 m, aplicando-se volume de calda equivalente a 200 L ha⁻¹. Em seguida, foi aplicada, no topo das colunas, uma lâmina de água suficiente para simular as precipitações, além da testemunha, onde houve aplicação do herbicida, mas não houve aplicação da lâmina de água.

Três dias após a aplicação, as colunas tiveram as duas metades separadas longitudinalmente. Vinte e quatro horas após a abertura das colunas, estas foram divididas em cinco secções de igual tamanho (0-5; 5-10; 10-15; 15-20 e 20-25 cm). As amostras coletadas em cada profundidade das colunas foram homogeneizadas e colocadas em vasos de polietileno, com capacidade para 250 cm³. Em seguida, fez-se o plantio de cinco sementes por vaso da espécie bioindicadora *Brachiaria decumbens*, a uma profundidade de 1,5 cm. As irrigações para manutenção da umidade dos vasos foram feitas duas a três vezes ao dia em todos os tratamentos.

Decorridos 21 dias após a semeadura (DAS), foi realizada a colheita das plantas. O número de plantas vivas foi anotado e, em seguida, a parte aérea foi colhida, acondicionada em saco de papel e levada à estufa de ventilação forçada a 72°C, por 72h, sendo determinada a biomassa seca. Os dados foram interpretados por meio de análise de variância. As médias foram comparadas, utilizando o teste de agrupamento de Scott-Knott, a 5% de probabilidade (SAEG, 1997).

Ao analisar os dados dos ensaios realizados na primeira etapa deste trabalho, foi estabelecido para o LVd, com base na biomassa do bioindicador, a lâmina de 80 mm de água, pois esta foi suficiente para promover uma nítida movimentação do herbicida na coluna. Assim, nesta segunda fase, foram realizados mais dois experimentos com amostras do solo franco-arenoso (LVd), com o objetivo de avaliar o potencial de lixiviação do diuron. Em cada um dos experimentos,

foi utilizado um bioindicador (*B. decumbens* ou *Cucumis sativus*), no esquema fatorial 2 x 5, sendo os fatores doses e profundidades na coluna. As doses referem-se à dose recomendada para solo de textura arenosa (1,6 kg ha⁻¹) e à dose recomendada para solo de textura argilosa (3,2 kg ha⁻¹), conforme Rodrigues e Almeida (2005). Após a aplicação do herbicida e da lâmina de 80 mm de água, as colunas foram separadas em cinco profundidades (0-5; 5-10; 10-15; 15-20 e 20-25 cm). Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. A metodologia utilizada para a semeadura, a avaliação e a análise dos dados foi idêntica à utilizada nos ensaios preliminares.

Degradação

Os trabalhos foram conduzidos em casa-de-vegetação, onde em cada experimento foi utilizado um solo. Foi adotado o delineamento em blocos casualizados, no esquema fatorial 6 x 2, com quatro repetições. Os tratamentos consistiram de seis métodos que visavam inibir a atividade microbiana nos solos e duas condições em que os solos foram mantidos após a aplicação do herbicida (ausência ou presença de luz). Os métodos de restrição da atividade microbiana empregados nas amostras foram: autoclavagem prévia, aplicação de brometo de metila (150 mL por m³ de solo), aplicação e incorporação de amoxicilina (0,1 g L⁻¹ de solo), aplicação e incorporação de captan (1 g L⁻¹ de solo) e aplicação e incorporação de amoxicilina+captan (0,1 + 1 g L⁻¹ de solo), além da testemunha com solo sem nenhuma restrição à atividade microbiana. Após o tratamento dos solos, as amostras foram acondicionadas em vasos de polietileno com capacidade para 3 L.

O herbicida diuron foi aplicado nas doses de 1,6 e 3,2 kg ha⁻¹, respectivamente, nos solos de textura franco-arenosa e argilosa. Tais doses equivalem às recomendações para estes tipos de solo (Rodrigues e Almeida, 2005). No momento da aplicação, a temperatura do ar era de 26°C, a umidade relativa era de 70% e o solo encontrava-se seco. Para verificar a influência da luz no processo de degradação do herbicida, logo após a aplicação do herbicida, as amostras foram submetidas às seguintes condições: presença de luz, em que os vasos foram mantidos normalmente sobre a bancada da casa-de-vegetação, e ausência de luz, em que os vasos foram devidamente cobertos com lona plástica de cor preta. Os vasos foram mantidos nessas condições por 100 dias após a aplicação (DAA) do herbicida e receberam irrigações que simulavam as precipitações médias dos últimos 21 anos para a região de

Maringá, Estado do Paraná, no período de condução dos experimentos (Guimarães *et al.*, 2005).

Decorridos 100 dias, foram distribuídas dez sementes de *B. decumbens* por vaso e mantidas condições propícias para a germinação e crescimento do bioindicador, por meio de duas irrigações diárias. Tal período e bioindicador foram estabelecidos de acordo com os dados da atividade residual de diuron observados por Inoue *et al.* (2006b). Trinta dias após a semeadura, as plantas foram colhidas para determinação da biomassa seca, após secagem em estufa de ventilação forçada a 72°C, por 72h.

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas utilizando o teste de agrupamento de Scott-Knott, a 5% de probabilidade (SAEG, 1997).

Resultados e discussão

Lixiviação

Nos ensaios para determinação da lâmina de água necessária, ao analisar o acúmulo de biomassa do bioindicador em amostras de LVd (textura franco-arenosa), observou-se redução significativa no crescimento das plantas até a profundidade de 5-10 cm quando o herbicida aplicado nas colunas foi submetido a lâminas de 60 ou 80 mm logo após sua aplicação (Tabela 2). Este fato indica que, sob precipitações de até 40 mm imediatamente após a aplicação, a movimentação do diuron neste solo ficou restrita à camada de 0-5 cm.

Tabela 2. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea das plantas de *B. decumbens* cultivadas em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, provenientes das colunas submetidas à aplicação de diuron (1,6 kg ha⁻¹).

Profundidade na coluna (cm)	Lâmina aplicada (mm)				
	0	20	40	60	80
0-5 cm	4,4Ba	0,940Ba	17,9Ba	3,4Ca	16,7Ca
5-10 cm	137,2Aa	175,2Aa	166,3 Aa	97,2Bb	100,4Bb
10-15 cm	161,9Aa	192,3 Aa	164,0 Aa	142,0 Aa	135,8Aa
15-20 cm	141,0Aa	143,8 Aa	163,1 Aa	163,9 Aa	169,1 Aa
20-25 cm	140,0Aa	172,2 Aa	170,2 Aa	175,2 Aa	146,6Aa

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 18,07%.

Em relação ao solo de textura argilosa (LRd), observa-se, independente da lâmina de água aplicada, que não houve diferenças entre as biomassas de plantas cultivadas nas profundidades abaixo de 5 cm (Tabela 3), o que indica a ausência ou níveis muito baixos de diuron nas camadas mais profundas das colunas. De modo geral, mesmo aplicando-se a dose de 3,2 kg ha⁻¹, ainda assim, observou-se movimentação muito limitada do diuron nas colunas de solo de textura argilosa.

A menor movimentação do diuron no solo argiloso

deve-se, provavelmente, às suas propriedades físico-químicas, como alto teor de carbono orgânico (16 g dm⁻³) e de argila (56%), o que causou maior sorção do herbicida. Resultados semelhantes foram obtidos por Freitas *et al.* (1998) e Prata *et al.* (2000) que afirmam ser a sorção do diuron diretamente proporcional ao teor de matéria orgânica do solo. Em um trabalho conduzido durante sete anos em diversos solos e com a utilização de doses diferenciadas, Khan *et al.* (1976) verificaram que o diuron não se movimentou a mais de 10-15 cm da superfície de solos agrícolas. Ao utilizar radioisótopos, Inoue *et al.* (2006a) mediram a sorção de diuron em amostras de solo de uma litosequência, e verificaram elevada sorção do herbicida em todas as amostras, em que a textura variou de franco-arenosa a argilosa.

Tabela 3. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea das plantas de *B. decumbens* cultivadas em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distroférico, provenientes das colunas submetidas à aplicação de diuron (3,2 kg ha⁻¹).

Profundidade na coluna (cm)	Lâmina aplicada (mm)				
	0	20	40	60	80
0-5 cm	48,2Bb	43,3Bb	39,9Bb	160,4Ba	185,2Ba
5-10 cm	412,4Aa	447,5Aa	500,2Aa	429,0Aa	446,2Aa
10-15 cm	411,6Aa	392,6Aa	467,6Aa	438,2Aa	454,6Aa
15-20 cm	416,7Aa	427,5Aa	416,9Aa	411,0Aa	458,1Aa
20-25 cm	410,1Ab	476,2Aa	449,7Aa	415,4Ab	495,3Aa

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 10,87%.

Pelas propriedades físico-químicas que conferem ao diuron características hidrofóbicas, há indícios que a interação hidrofóbica entre o diuron e a matéria orgânica do solo é um componente importante na sua sorção ao solo, fato que pode justificar a maior sorção em teores mais elevados de matéria orgânica. Aliado a estas características, por apresentar textura argilosa, pode ter havido maior dificuldade na movimentação de água no perfil, contribuindo para a menor movimentação descendente do diuron. Portanto, para as amostras do solo argiloso, não foi detectada movimentação de diuron abaixo da camada superficial, independente da lâmina aplicada para este solo.

Uma implicação importante que pode ser presumida da comparação dos resultados obtidos nos dois solos é o fato de que eventuais aumentos da dose de diuron, em solos de textura mais leve ou de menor teor de matéria orgânica, podem não surtir efeito no aumento de sua atividade residual, já que há lixiviação para camadas mais profundas.

Os resultados dos ensaios para avaliar o potencial de lixiviação, após a aplicação de diuron (1,6 e 3,2 kg ha⁻¹) e precipitação de 80 mm nas colunas com amostras de LVd, podem ser observados por meio do crescimento das plantas de *B. decumbens* e *C. sativus*, respectivamente nas Tabelas 4 e 5. Constatou-se que

a combinação entre dose e espécie bioindicadora utilizada influenciam na detecção de diuron nas colunas de solo. Observou-se que, independente do bioindicador, o diuron apresenta alta concentração na camada superficial (0-5 cm) do solo, que resulta na morte do bioindicador. Verifica-se, ainda, que o acúmulo de biomassa é inversamente proporcional à dose aplicada para as camadas superficiais de 5-10 cm (*B. decumbens*) ou de 5-10 e 10-15 cm (*C. sativus*), provavelmente em função da maior concentração de moléculas presente na solução do solo.

Tabela 4. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea das plantas de *B. decumbens*, cultivadas em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, provenientes das colunas submetidas à aplicação de diuron (1,6 e 3,2 kg ha⁻¹).

Dose (kg ha ⁻¹)	Profundidade na coluna (mm)				
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1,6	0,00Ac	241,13Ab	381,23Aa	375,50Aa	366,03Aa
3,2	0,00Ac	97,70Bb	381,63Aa	383,37Aa	372,33Aa

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 4,65%.

Tabela 5. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea das plantas de *C. sativus* cultivadas em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, provenientes das colunas submetidas à aplicação de diuron (1,6 e 3,2 kg ha⁻¹).

Dose (kg ha ⁻¹)	Profundidade na coluna (mm)				
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1,6	0,00Ac	21,33Ab	206,70Ab	396,83Aa	402,10Aa
3,2	0,00Ac	0,00Ac	41,60Bb	383,10Aa	395,50Aa

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 12,74%.

No entanto, independente da dose aplicada, plantas de *C. sativus* apresentaram maior sensibilidade ao diuron, com lixiviação detectável até a camada de 10-15 cm (Tabela 5), quando comparada a *B. decumbens* com movimentação até a camada de 5-10 cm (Tabela 4).

Degradação

A Tabela 6 apresenta a produção de biomassa seca de *B. decumbens* cultivada no LVd, proveniente dos diferentes tratamentos e aplicação de diuron (1,6 kg ha⁻¹). Na presença de luz, as amostras que receberam qualquer um dos métodos de restrição à atividade microbiana, proporcionaram menor produção de biomassa do bioindicador, em relação à testemunha (Tabela 6). Esta constatação sugere que na presença de luz, a inibição da atividade de microrganismos do solo possa ter contribuído no sentido de manter um nível de resíduo de diuron no solo suficiente para inibir o desenvolvimento do bioindicador. Os métodos de restrição da atividade microbiana apresentaram intensidade de efeitos semelhantes entre si resultando, em média, em 26% de redução da biomassa de *B. decumbens*, quando esta

foi semeada nos vasos 100 dias após a aplicação do herbicida. Estudos sugerem que a transformação de herbicidas, como diuron e ametryne, ocorrem por processos cometabólicos (Prata *et al.*, 2000; Prata *et al.*, 2001), mas não serve como fonte primária de energia e/ou nutrientes para o microrganismo. Regitano *et al.* (2001) verificaram que a mineralização do fungicida chlorothalonil foi mais rápida no solo Gley Húmico com maior teor de carbono orgânico e maior atividade microbiana e menor no solo Areia Quartzosa com menor carbono orgânico e menor atividade microbiana.

Tabela 6. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea e raízes de *B. decumbens* cultivada em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, submetidas aos diferentes métodos de restrição da atividade microbiana e condições de luminosidade e à aplicação de diuron (1,6 kg ha⁻¹).

Método	Produção de biomassa seca (mg vaso ⁻¹)	
	Presença de luz	Ausência de luz
Testemunha	108,35Aa	89,80Ab
Autoclave	82,37Ba	86,90Aa
Brometo de metila	84,72Ba	80,42Aa
Amoxicilina	73,95Ba	80,52Aa
Captan	76,85Ba	75,35Aa
Amoxicilina+catpan	82,10Aa	76,22Aa

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 14,15%.

Contudo, quando as amostras de solo foram mantidas na ausência de luz, não houve diferença significativa entre a biomassa de *B. decumbens* dos solos tratados em relação à testemunha (Tabela 6). Verifica-se, portanto, que estes métodos não influenciaram a atividade residual de diuron, quando as amostras foram mantidas no escuro. Em ambientes naturais, como o solo, diversos fatores químicos e físicos governam a atividade e o crescimento microbiano. É possível que a ausência de luz tenha prejudicado ou restringido o desenvolvimento dos microrganismos, sendo que a atividade microbiana presente nas amostras das testemunhas não diferiu das que receberam os diferentes métodos de restrição à atividade microbiana.

Ao comparar os tratamentos em que as amostras foram mantidas na presença e ausência de luz, observa-se que nas amostras não-submetidas aos diferentes métodos de restrição a atividade microbiana (testemunha), o acúmulo de biomassa foi maior nas que permaneceram à luz (Tabela 6). Tal fato pode estar relacionado à fotólise, uma vez que parte das moléculas do herbicida pode ter sido degradada pela luz no período de 100 DAA. No entanto, quando as amostras de solo foram submetidas aos diferentes métodos de restrição à atividade microbiana, não foi possível observar

diferenças significativas de biomassa nos vasos que foram mantidos na presença ou ausência de luz (Tabela 6). Apesar do processo de fotólise ter ocorrido nas moléculas presentes nas amostras de solo mantidas na presença de luz, os resultados sugerem que o período em que as amostras de solo se mantiveram na ausência de luz pode ter influenciado no desenvolvimento de *B. decumbens*. Além disso, a extensão da fotodegradação depende do tempo de exposição, da intensidade, do comprimento de onda da luz, do estado físico do pesticida, da natureza do suporte sólido ou solvente, pH da solução e presença de água e fotossensibilizadores (Vulliet et al., 2002).

Levando-se em conta o desenvolvimento das plantas de *B. decumbens* cultivadas em LRd, após a aplicação dos diferentes tratamentos e diuron (3,2 kg ha⁻¹), verifica-se pelos dados da Tabela 7, que, em todos os tratamentos, a atividade microbiana foi maior nas amostras que não receberam nenhum método de restrição à atividade microbiana. Tais resultados reafirmam a importância da degradação microbiológica, sendo que um dos principais processos de transformações microbianas é a polimerização ou conjugação (Roberts et al., 1998).

Tabela 7. Acúmulo de biomassa seca (mg vaso⁻¹) da parte aérea e raízes de *B. decumbens* cultivada em amostras de LATOSSOLO VERMELHO Distroférico, submetidas aos diferentes métodos de restrição da atividade microbiana e condições de luminosidade e à aplicação de diuron (3,2 kg ha⁻¹).

Método	Produção de biomassa seca (mg vaso ⁻¹)	
	Presença de luz	Ausência de luz
Testemunha	5291,00Aa	4489,95Ab
Autoclave	4490,07Ba	1612,47Cb
Brometo de metila	4813,37Ba	29,65Eb
Amoxicilina	3017,95Ca	1768,95Cb
Captan	4714,80Ba	2312,72Bb
Amoxicilina+captan	2983,25Ca	765,30Db

*As médias seguidas de uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade. C.V. = 8,38%.

É fato corrente na literatura que a adição de alguns compostos orgânicos ao solo aumenta a atividade microbiana. Neste processo de decomposição, os microrganismos obtêm carbono e energia para seu crescimento e funções celulares, aumentando suas populações no solo (Souza et al., 1996).

Prata et al. (2000; 2001) demonstraram o efeito da adição de vinhaça na degradação de diuron e ametryne em um LATOSSOLO VERMELHO Eutroférico argiloso e um LATOSSOLO VERMELHO textura média. Os autores verificaram que a persistência destas moléculas foi reduzida com a adição de vinhaça ao solo, o que estava relacionado com o aumento da atividade microbiana. Damin

(2005), ao avaliar o efeito do lodo de esgoto na biodegradação de diuron, verificou que todos os tratamentos apresentaram degradação baixa nos primeiros dias, e evoluíram para uma fase de degradação intensa e, após este período, a mineralização diminuiu progressivamente até tornar-se constante. A baixa degradação inicial pode ser atribuída à fase de multiplicação dos microrganismos (*Arthrobacter globiformis*, *Pseudomonas* sp, dentre outros) capazes de degradar a molécula (Kubiak et al., 1995; Perrin-Garnier et al., 2001). A diminuição deste processo, que foi verificada após algumas semanas de incubação, pode ser decorrente da maior retenção do herbicida à matriz do solo. As moléculas retidas tornam-se menos susceptíveis ao ataque microbiano (Damin, 2005).

As amostras de LRd, que foram mantidas na presença de luz e receberam amoxicilina e amoxicilina+captan, apresentaram menor degradação das moléculas do herbicida, seguidas por autoclavagem, brometo de metila e captan (Tabela 7). Para as amostras mantidas na ausência de luz, a maior atividade residual do diuron ocorreu nas amostras que foram esterilizadas com brometo de metila. Posteriormente, a ordem crescente de degradação foi amoxicilina+captan < autoclavagem e amoxicilina < captan (Tabela 7). Para todos os métodos de restrição da atividade microbiana, verificou-se maior produção de biomassa na presença de luz (Tabela 7), o que sugere que a degradação de diuron possa ter sido maior pelo efeito estimulativo da luz sobre a população/atividade microbiana ou pela fotólise do diuron na presença de luz. A desalogenação é a reação fotoquímica mais comum para herbicidas como o diuron. Neste tipo de reação, pela elevada energia envolvida, a irradiação ultravioleta pode desalogenar diretamente até mesmo os halogênios mais estáveis ligados a anéis aromáticos (Wolfe et al., 1990; Vulliet et al., 2002).

De modo geral, a menor produção de biomassa nas amostras que foram submetidas aos métodos de restrição da atividade microbiana, evidencia que os microrganismos influenciam na degradação do diuron. Tal fato pode comprometer a persistência no ambiente e, consequentemente, o efeito residual do herbicida. Em solos de textura mais argilosa, sua persistência no ambiente pode ser maior, visto que as moléculas retidas tornam-se menos disponíveis às plantas e aos microrganismos.

Dentro deste contexto, a sorção do diuron e, consequentemente sua lixiviação, é governada principalmente pela fração orgânica do solo (Prata et al., 2000), sendo este herbicida considerado pouco

lixiviável em solos argilosos (Rodrigues e Almeida, 2005). No entanto, em solos que apresentam baixo teor de argila e matéria orgânica, como o utilizado neste trabalho (LVd), pode ocorrer uma lixiviação moderada. Tal fato pode inclusive tornar o herbicida mais eficiente, movendo-o da superfície do solo para onde estão concentradas as sementes de plantas daninhas (Oliveira, 2001).

Conclusão

Lâminas superiores a 60 mm de água foram suficientes para promover movimentação nítida do diuron nas amostras de LVd.

Independente da lâmina de irrigação aplicada nas amostras de LRd, a movimentação do diuron ficou restrita à camada de superficial.

Amostras de LVd que receberam qualquer um dos métodos de restrição microbiana e foram mantidas na presença de luz e proporcionaram menor produção de biomassa em relação ao solo que não recebeu nenhum método de restrição.

Para o LRd, a atividade microbiana foi maior nas amostras que não receberam nenhum método de restrição à atividade microbiana.

Referências

- BLANCO, H.G. *et al.* Atividade residual de herbicidas em solos argilosos na cultura de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp): dados de três anos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERBICIDAS E ERVAS DANINHAS, 14., 1982. Campinas. *Anais...* Campinas: SBHED, 1982. p. 24-25.
- DAMIN, V. *Biodegradação, sorção e desorção do herbicida ¹⁴C-diuron em dois Latossolos tratados com lodo de esgoto*. 2005. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.
- FELSOT, A.S.; DZANTOR, E.K. Enhancing biodegradation for detoxification of herbicide waste in soil. In: RACKE, K.D.; COATS, J.R. (Ed.). *Enhanced biodegradation of pesticides in the environment*. Washington, D.C.: ACS, 1990. p. 68-81.
- FREITAS, S.P. *et al.* Efeitos de resíduos da suinocultura sobre a atividade do diuron aplicado ao solo. *Rev. Ceres*, Viçosa, v. 45, n. 262, p. 491-504, 1998.
- GRAHAM-BRYCE, I.G. The behavior of pesticides in soil. In: GREENLAND, D.L.; HAYES, M.H.B. (Ed.). *The chemistry of soil processes*. New York: J. Wiley, 1981. p. 621-670.
- GREEN, R.E.; KARICKHOFF, S.W. Sorption estimates for modeling. In: CHENG, H.H. (Ed.). *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling*. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 79-101.
- GUIMARÃES, R.M.L. *et al.* Análise da distribuição da quantidade mensal de precipitação para a região de Maringá-PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34., 2005. Canoas. *Anais...* Jaboticabal: SBEA, 2005. p. 1-4.
- INOUE, M.H. *et al.* Sorption-desorption of atrazine and diuron in soils from southern Brazil. *J. Environ. Sci. Health, Part B*, New York, v. 41, n. 3, p. 605-621, 2006a.
- INOUE, M.H. *et al.* Atividade residual de diuron, imazapic e isoxaflutole em dois solos de textura contrastante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 25., 2006. Brasília. *Anais...* Brasília: Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas, 2006b. p. 130.
- JAREMTCHUK, C.C. *et al.* Efeito de sistemas de manejo sobre a velocidade de dessecação, infestação inicial de plantas daninhas e desenvolvimento e produtividade da soja. *Acta Sci. Agron.*, Maringá, v. 30, n. 4, p. 449-455, 2008.
- KHAN, S.U. *et al.* Persistence and movement of diuron and 3,4-Dichloroaniline in an orchard soil. *Weed Sci.*, Champaign, v. 24, n. 3, p. 583-586, 1976.
- KLINGMAN, G.C. *et al.* *Weed Science: principles and practices*. New York: John Wiley, 1975.
- KUBIAK, R. *et al.* Degradation of isoproturon in soil in relation to changes of microbial biomass and activity in small-scale laboratory and outdoor studies. *J. Environ. Anal. Chem.*, New York, v. 59, n. 1, p. 123-132, 1995.
- MARCHIORI JR., O. *et al.* Efeito residual de isoxaflutole após diferentes períodos de seca. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 491-499, 2005.
- OLIVEIRA, M.F. Comportamento de herbicidas no ambiente. In: OLIVEIRA JR., R.S.; CONSTANTIN, J. (Ed.). *Plantas daninhas e seu manejo*. Guaíba: Agropecuária, 2001. p. 315-362.
- PERRIN-GARNIER, C. *et al.* Effect of sludge-amendment or nutrient addition on the biodegradation of herbicide isoproturon in soil. *Chemosphere*, Oxford, v. 44, n. 4, p. 887-892, 2001.
- PLIMMER, J.R. Volatility. In: KEARNEU, P.C.; KAUFMAN, D.D. *Herbicides: chemistry, degradation and mode of action*. New York: Marcel Dekker, 1976. v. 2, p. 891-934.
- PRATA, F. *et al.* Degradação e adsorção de diuron em solos tratados com vinhaça. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 24, n. 1, p. 217-223, 2000.
- PRATA, F. *et al.* Degradação e adsorção de ametrina em solos tratados com vinhaça. *Pesq. Agropecu. Bras.*, Brasília, v. 36, n. 7, p. 975-981, 2001.
- REGITANO, J.B. *et al.* Transformation pathways of ¹⁴C-chlorothalonil in tropical soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, New York, v. 40, n. 1, p. 295-302, 2001.
- ROBERTS, T.R. *et al.* *Metabolic pathways of agrochemicals: herbicides and plant growth regulators*. London: The Royal Society of Chemistry, 1998.
- ROCHA, W.S.D. *Sorção de 2,4-D e diuron nos agregados organominerais de Latossolos em função dos conteúdos de matéria*

- orgânica e de água. 2003. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- RODRIGUES, B.N.; ALMEIDA, F.L.S. *Guia de herbicidas*. 5. ed. Londrina: Iapar, 2005.
- SAEG - *Sistema para análises estatísticas*: versão 7.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 1997.
- SOUZA, A.P. et al. Efeito do oxyfluorfen, 2,4-D e glyphosate na atividade microbiana de solos com diferentes texturas e conteúdos de matéria orgânica. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 14, n. 1, p. 55-64, 1996.
- SPURLOCK, F.; BIGGAR, J.W. Thermodynamics of organic chemical partition in soils. II: Nonlinear partition of substituted phenylureas from aqueous solution. *Environ. Sci. Technol.*, Iowa, v. 28, n. 4, p. 996-1002, 1994.
- VERECKEN, H. et al. Solute transport analysis of bromide, uranin and LiCl using breakthrough curves from aquifer sediment. *J. Contam. Hydrol.*, Amsterdam, v. 39, n. 1, p. 7-34, 1999.
- VULLIET, E. et al. Simulated sunlight-induced photodegradations of triasulfuron and cinosulfuron in aqueous solutions. *J. Agric. Food Chem.*, Washington, D.C., v. 50, n. 4, p. 1081-1088, 2002.
- WOLFE, N. L. et al. Abiotic transformations in water, sediments, and soil. In: CHENG, H.H. (Ed.). *Pesticides in the soil environment*: processes, impacts, and modeling. 2nd ed. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 103-168.
- Received on August 31, 2007.
Accepted on March 05, 2008.
- License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.