

SEÇÃO III - BIOLOGIA DO SOLO

AÇÃO DE MINHOCAS *Eisenia foetida* SOBRE A DISSIPAÇÃO DOS HERBICIDAS SIMAZINA E PARAQUAT APLICADOS NO SOLO⁽¹⁾

S. PAPINI⁽²⁾ & M. M. ANDRÉA⁽³⁾

RESUMO

Geralmente, os herbicidas são aplicados diretamente no solo, razão pela qual entram em contato direto com organismos deste ambiente, dentre eles as minhocas, as quais pelo metabolismo podem agir sobre resíduos desses compostos. Tomando minhocas da espécie *Eisenia foetida* como exemplo, determinaram-se a dissipação dos ¹⁴C-herbicidas (simazina e paraquat) e a bioacumulação destes compostos em seus tecidos, a partir de solo tratado com as concentrações recomendadas e, no caso do paraquat, também com concentrações superiores. Solo e minhocas foram analisados por extração com solventes e técnicas radiométricas, após 30 ou 90 dias de contato. As minhocas alteraram a dissipação do simazina, visto que houve 100 % de recuperação do radiocarbono na ausência de minhocas e 90 % na presença dos animais. Além disso, elas acumularam resíduos e, ou, metabólitos de simazina em seus tecidos, tendo-se detectado Fator de Bioacumulação (FB) de 1,45 e 1,17 após exposição ao solo tratado durante 30 e 90 dias, respectivamente. Por outro lado, a presença de minhocas não alterou o comportamento do herbicida paraquat aplicado ao solo, mas houve bioacumulação crescente de seus resíduos e, ou, metabólitos com o aumento da dose de tratamento (FB de 0,5; 3,2 e 5,5, respectivamente, nas concentrações recomendadas, 10 e 100 vezes superior).

Termos de indexação: ¹⁴C-simazina, ¹⁴C-paraquat, persistência, bioacumulação.

⁽¹⁾ Recebido para publicação em fevereiro de 2003 e aprovado em novembro de 2003. Auxílio FAPESP (99/00357-7).

⁽²⁾ Doutoranda em Ecologia no Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP. Caixa Postal 12898, CEP 04010-970 São Paulo (SP). E-mail: solangepapini@uol.com.br

⁽³⁾ Pesquisador Científico do Instituto Biológico, Centro de Proteção Ambiental, USP. E-mail: andrea@biologico.sp.gov.br

SUMMARY: ACTION OF EARTHWORMS *Eisenia foetida* ON THE DISSIPATION OF THE HERBICIDES SIMAZINE AND PARAQUAT APPLIED ONTO SOIL

Herbicides are normally applied directly onto the soil, where they enter in contact with soil organisms, among these with earthworms, whose metabolism can act on herbicide residues. Focusing on the earthworms Eisenia foetida as model we determined: dissipation of the ¹⁴C- herbicides Simazine and Paraquat as well as bioaccumulation in the animal tissues from soil treated with the recommended doses and with 10 and 100 times higher doses for paraquat. Earthworms and soil were analyzed by solvent extraction and radiometric techniques after 30 or 90 days of contact. The earthworms altered the dissipation of simazine, because 100% of radiocarbon was recovered from soil without earthworms, compared with 90% from soil with the animals. Furthermore, Bioaccumulation Factors (FB) of 1.45 and 1.17 were determined in their tissues after an exposition to contaminated soil for 30 and 90 days, respectively, which shows the accumulation of simazine and/or its metabolites. On the other hand, the earthworms did not alter the behavior of paraquat, although an increasing bioaccumulation of its residues and/or its metabolites was detected (FB of 0.5; 3.2 and 5.5, respectively, from the recommended and the 10 and 100-fold agricultural doses).

Index terms: ¹⁴C-herbicides, persistence, bioaccumulation.

INTRODUÇÃO

O uso de agrotóxicos pode provocar, além dos efeitos desejáveis de controle dos fitopredadores, fitoparasitas e competidores, alterações indesejáveis em ecossistemas. O solo pode ser contaminado por agrotóxicos por aplicações diretas ou por resíduos de aplicações aéreas e, ou, por queda de folhagem tratada. Neste ambiente, os agrotóxicos entram em contato íntimo com os organismos edáficos, com os quais interagem direta ou indiretamente. Dentre os diversos organismos naturalmente presentes no solo, as minhocas merecem destaque graças ao seu nicho ecológico (Viswanathan, 1994; Zang et al., 2000); isto é, por meio de seus deslocamentos, elas revolvem o solo misturando os horizontes (Drewes, 1997) e, pelos seus hábitos alimentares, elas influenciam as transformações da matéria orgânica em decomposição e a circulação de nutrientes (Zhang et al., 2000).

Por essas razões, a contaminação do solo e desses organismos pode ter conseqüências para o meio ambiente e para a fertilidade do solo. Além disso, agrotóxicos que entram no ambiente edáfico, além de contaminar partículas que servem de alimento para as minhocas, podem ser dissolvidos na solução do solo e, desta forma, podem ser absorvidos diretamente por meio da cutícula do animal (Brunninger et al., 1994; Viswanathan, 1994; Brunninger et al., 1995). Assim, esses organismos podem-se contaminar e até bioacumular resíduos por diferentes vias.

Como as minhocas constituem a base da alimentação de muitos animais, existe ainda a possibilidade de transferência do agrotóxico e, ou, de seus metabólitos ao longo da cadeia alimentar. O

uso de minhocas da espécie *Eisenia foetida* para avaliações do potencial tóxico de agrotóxicos tem sido muito difundido porque elas apresentam acentuada sensibilidade a diversos produtos químicos, são facilmente mantidas em laboratório, além de terem sido escolhidas como organismos-teste de vários protocolos padronizados internacionalmente para verificação do potencial de contaminação do solo (OECD, 1984; Viswanathan, 1997; Bustos-Obregon & Goicochea, 2002).

Dentre os agrotóxicos, os herbicidas podem ser aplicados diretamente no solo para controlar o crescimento de plantas daninhas que competem com a cultura de interesse pelos recursos ambientais e entram em contato íntimo com os organismos edáficos, com os quais interagem direta ou indiretamente. O herbicida simazina, do grupo das triazinas, tem ação em pré-emergência e é recomendado para aplicação em culturas de cana-de-açúcar, milho, etc. (Richardson & Gangolli, 1994; Holland et al., 1995). Este herbicida é considerado como moderadamente persistente no ambiente (Weber, 1994), com tempo de permanência de aproximadamente sete meses (Richardson & Gangolli, 1994), e apresenta baixa toxidez aguda (Larini, 1999). O paraquat, do grupo dos bipyridílicos, é utilizado em pós-emergência de grande variedade de culturas vegetais como arroz, milho, soja, citros, etc., apresentando grande persistência ambiental e alta toxidez aguda (Almeida & Rodrigues, 1985).

Neste trabalho, foi avaliada a ação de minhocas da espécie *Eisenia foetida* sobre a dissipação dos herbicidas, simazina e paraquat, aplicados em solo, bem como a ocorrência de bioacumulação de resíduos desses herbicidas.

MATERIAL E MÉTODOS

A amostra de um Argissolo utilizada nos estudos foi coletada na profundidade de 0-10 cm em área do Centro Experimental do Instituto Biológico (Campinas, SP) sem histórico de exposição a agrotóxicos. Em laboratório, a amostra foi seca à temperatura ambiente por 24 h, foi passada em peneira com 2,0 mm de malha e armazenada em sacos plásticos a 4 °C. Conforme determinação do Depto. de Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP, as características físico-químicas do solo são: classe textural: média argilosa, 49 % de areia, 25 % de silte, 26 % de argila, 33 g dm⁻³ de matéria orgânica e pH(CaCl₂) 4,5.

Os estudos foram realizados em cristalizadores de vidro com capacidade para 2,0 L (14,5 cm de altura e 22,0 cm de diâmetro) nos quais foram colocadas subamostras de solo reumedecidas a 60 % da capacidade máxima de retenção de água, determinada conforme Frighetto & Valarini (2000), e esferas de vidro na proporção 2:1, conforme Papini & Andréa (2001), para facilitar a aeração do substrato e o deslocamento dos animais.

Os herbicidas, simazina (6-cloro-N²,N⁴-dietil-triazina-2,4-diamina) e paraquat (1,1'-dimetil-4,4'-dicloreto de biperidílio), grau técnico, com purezas químicas superiores a 95 %, foram obtidos, respectivamente, da Sipcam S.A. Milano (Itália) e da I.C.I. do Brasil. O [¹⁴C]-simazina, radiomarcado no anel aromático, com atividade específica de 1,04 GBq mmol⁻¹ (28,1 m Ci mmol⁻¹) e 98 % de pureza radioquímica, e o [¹⁴C]-paraquat, radiomarcado nos grupos metil, com atividade específica de 0,44 GBq mmol⁻¹ (11,9 m Ci mmol⁻¹) e 94 % de pureza radioquímica, foram obtidos do laboratório SIGMA-ALDRICH® Chemical Company (EUA). Soluções de [¹⁴C]-simazina em acetona que continham 0,3 mg do ingrediente ativo (i.a.) e 152 kBq mL⁻¹ e soluções de [¹⁴C]-paraquat em água que continham 4,8 mg do i.a. e 20 kBq mL⁻¹ foram

preparadas por mistura dos compostos grau-técnico e radiomarcados para os tratamentos das amostras de solo (Quadro 1).

Os sistemas foram distribuídos em oito grupos com três repetições cada (I, IIsim, IIIsim, IVsim, Vpar, VIpar, VIIpar e VIIIpar), cobertos com plástico escuro com pequenos furos e mantidos em 20 ± 1 °C, durante os períodos de estudo. O solo do grupo I não foi tratado com herbicida e foi mantido como controle da viabilidade dos animais nas condições experimentais. O solo dos grupos IIsim, IIIsim e IVsim foi tratado com solução de simazina grau técnico e [¹⁴C]-simazina em acetona, totalizando 3,0 µg i.a. (dose recomendada na prática agrícola) e 0,57 kBq de [¹⁴C]-simazina g⁻¹ de solo. Os grupos Vpar e VIpar foram tratados com solução aquosa de [¹⁴C]-paraquat diluído no composto grau técnico nas concentrações de 1,2 µg i.a. (que corresponde a valor intermediário do intervalo de dose recomendado na prática agrícola, isto é, de 0,3 a 3,0 µg i.a. g⁻¹ de solo) e 0,05 kBq de [¹⁴C]-paraquat g⁻¹ de solo. Os grupos VIIpar e VIIIpar receberam, respectivamente, 12 e 120 µg i.a. e 0,05 kBq de [¹⁴C]-paraquat g⁻¹ de solo. Todos os sistemas continham 800 g de solo e 400 g de esferas de vidro e foram mantidos por 90 dias; a única exceção foi o grupo IVsim, cujos sistemas continham 200 g de solo e 100 g de esferas, por ter sido o tempo de contato das minhocas com o solo de apenas 30 dias. Durante os períodos de exposição, os animais não receberam alimentação suplementar.

A quantidade de radioatividade dos tratamentos foi confirmada por combustão de cinco subamostras de 500 mg de solo de cada sistema, em “Biological Oxidizer” (OX-600), conforme Andréa et al. (1994), imediatamente após os tratamentos com [¹⁴C]-simazina e com [¹⁴C]-paraquat.

Após 8 h dos tratamentos, dez animais adultos, clitelados, cada um com peso entre 300 e 600 mg (peso do animal vivo), foram selecionados nas caixas de criação, lavados para retirada de resíduos do meio de cultivo e colocados nos sistemas dos grupos I, IIsim, IVsim, VIpar, VIIpar e VIIIpar. Os

Quadro 1. Tratamentos do solo com solução dos [¹⁴C]-herbicidas simazina e paraquat

Sistema	Solo		Esfera de vidro	Herbicida	Minhoca
	g				
				µg i.a. e kBq g ⁻¹ solo	
I	800	400	400	-	+
IIsim ⁽¹⁾	800	400	400	3,0 e 0,57	-
IIIsim	800	400	400	3,0 e 0,57	+
IVsim	200	100	100	3,0 e 0,57	+
Vpar ⁽²⁾	800	400	400	1,2 e 0,05	-
VIpar	800	400	400	1,2 e 0,05	+
VIIpar	800	400	400	12,0 e 0,05	+
VIIIpar	800	400	400	120,0 e 0,05	+

⁽¹⁾ Simazina. ⁽²⁾ Paraquat - ausência de minhocas + presença de minhocas.

grupos IIsim e Vpar foram mantidos sem animais e utilizados como controle da degradação do herbicida na ausência de minhocas (Quadro 1). A umidade do solo foi mantida por borrifamento semanal de água durante o período de estudo (30 e 90 dias, para simazina, e 90 dias, para paraquat).

Após esses períodos, os sistemas foram desmontados, as amostras de solo foram transferidas para frascos de vidro com tampa rosqueável e guardadas em congelador a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento da extração e análise. As minhocas vivas foram contadas para verificação da mortalidade, lavadas em água destilada para retirada das partículas do solo de sua superfície e mantidas a $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ por dois períodos de 12 h em papel-filtro umedecido e trocado a cada período, para eliminação do conteúdo intestinal (Fuhremann & Lichtenstein, 1978; Briggs & Lord, 1983). Os animais foram então sedados por congelamento durante aproximadamente 20 min e cortados em pedaços de cerca de 1,0 cm (Papini & Andréa, 2001).

Três subamostras de 3,0 g de solo (equivalente ao peso do material seco) de cada sistema tratado com simazina foram extraídas com 15 mL de solução água:metanol:diclorometano (1:8:6), utilizando-se 800 W de energia de microondas (Panasonic 1600 W) em 10 ciclos de 20 s cada, com resfriamento em banho de gelo entre os ciclos (Andréa et al., 2001). Aproximadamente 2,0 g de massa de fragmentos animais secos de cada sistema foram extraídos com 15 mL de solução metanol:diclorometano (10:5) por microondas a 1.120 W de potência, em 15 ciclos de 30 s cada (Papini & Andréa, 2001).

Os extratos foram filtrados em papel-filtro e triplicatas de alíquotas de 1,0 mL de cada extrato foram analisadas por espectrometria de cintilação em líquido (ECL), após adição de líquido cintilador para soluções aquosas (Mesquita & Rüegg, 1984), para quantificação do radiocarbono extraído.

Os segmentos animais e as amostras de solo extraídos secaram à temperatura ambiente e triplicatas de 100 mg de tecido animal e 500 mg de solo foram submetidas à combustão em "Biological Oxidizer" (OX-600), conforme Andréa et al. (1994), para determinação da quantidade de ^{14}C -não-extraíveis ou ligados ao solo e aos tecidos dos animais.

Como os vários métodos e solventes testados para extração do paraquat foram ineficientes, a determinação da quantidade de resíduos presentes no solo e nos organismos foi feita por meio de combustão de triplicatas dos tecidos animais (100 mg) e de amostras (500 mg) de solo de cada sistema tratado com este herbicida.

As percentagens médias de recuperação como ^{14}C -resíduo extraível e ^{14}C -resíduo não-extraível ou ligado, presente no solo, foram comparadas estatisticamente pelo teste de diferença de duas médias – Teste T (excel), com nível de significância

(a) de 0,05. O fator de bioacumulação (FB) dos herbicidas nas minhocas foi determinado, dividindo-se os valores médios de radiocarbono encontrados por grama de tecidos dos animais (TA em kBq g^{-1}) e nas amostras de solo (SO em kBq g^{-1}), $\text{FB} = \text{TA}/\text{SO}$, conforme Stephenson et al. (1997). A verificação de correlação entre o FB e a concentração do herbicida paraquat foi determinada a partir do Teste de Spearman, com determinação do índice de correlação (rs) e nível de significância de 0,05.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As condições de manejo às quais os animais foram expostos mostraram-se adequadas, pois a taxa de mortalidade nos sistemas do grupo-controle (grupo I) não ultrapassou 10 %.

A recuperação total do radiocarbono nos sistemas que continham simazina na concentração recomendada na prática agrícola ($3,0\text{ }\mu\text{g i.a g}^{-1}$ solo) foi de aproximadamente 90 %, mas, sem a presença de minhocas, esta recuperação foi de aproximadamente 100 % (Sistemas IIsim e IVsim, Quadro 2). Nos sistemas com simazina e mantidos por 90 dias, a recuperação do radiocarbono extraível foi significativamente menor na presença de minhocas (Quadro 2), pois cerca de 42 % do radiocarbono aplicado inicialmente foi recuperado dos sistemas sem minhocas, e 33 % dos sistemas com os animais (Quadro 2). Já as percentagens de recuperação como ^{14}C -resíduos de simazina ligados ao solo, aproximadamente 59 e 61 %, respectivamente, dos sistemas com e sem minhocas (Quadro 2) não foram significativamente diferentes. Verificou-se, ainda, que, independentemente do tempo de exposição, isto é, após 30 e 90 dias de contato dos animais com solo contaminado, detectou-se bioacumulação de simazina ou de seus metabólitos nas minhocas. Os valores detectados foram, respectivamente, de $1,45 \pm 0,04$ e $1,17 \pm 0,02$ (Quadro 3), cuja diferença, entretanto, não foi significativa.

Optou-se por utilizar uma concentração média de simazina em relação ao mais freqüentemente recomendado na prática agrícola, isto é, equivalente a $3,0\text{ g i.a g}^{-1}$ solo, uma vez que estudo prévio (Papini & Andréa, 2001) já havia detectado a ação de minhocas *Eisenia foetida* sobre altas concentrações de simazina ($45,0\text{ }\mu\text{g i.a. g}^{-1}$ de solo) e seu potencial de bioacumulação. Mesmo com essa concentração menor, verificou-se que os animais atuaram no desaparecimento de aproximadamente 10 % de simazina do solo. Esta diferença indica que a bioatividade dos animais pode ter facilitado a metabolização e a transformação do herbicida simazina em compostos voláteis que escaparam para a atmosfera. Dentre estes produtos, pode estar incluído o dióxido de carbono produzido não só pelo

Quadro 2. Distribuição de radiocarbono proveniente de solo tratado com [¹⁴C]-herbicidas, nos sistemas com (IIIsim, IVsim, Vpar, VIIpar e VIIIpar) e sem minhocas (IIsim e Vpar), após 30 (IVsim) ou 90 dias de exposição (IIsim, IIIsim, Vpar, VIpar, VIIpar e VIIIpar) (média em relação ao aplicado ± desvio-padrão)

Sistema	Recuperação do ¹⁴ C herbicida inicialmente aplicado				¹⁴ C-total
	Solo		Minhoca		
	¹⁴ C-extraível	¹⁴ C-ligado	¹⁴ C-extraível	¹⁴ C-ligado	
	%				
IIsim ⁽¹⁾	42,00 ± 1,26	61,50 ± 2,15	-	-	103,50 ± 0,44
IIIsim	33,27 ± 1,18	59,27 ± 1,37	0,20 ± 0	0,01 ± 0	92,75 ± 0,74
IVsim	42,40 ± 0,55	44,50 ± 1,08	1,21 ± 0	0,16 ± 0,01	88,30 ± 0,43
Vpar ⁽²⁾	-	102,58 ± 6,50	-	-	102,58 ± 6,50
VIpar	-	100,66 ± 5,81	-	0,02 ± 0	100,68 ± 5,81
VIIpar	-	100,07 ± 5,21	-	0,16 ± 0,05	100,23 ± 2,58
VIIIpar	-	97,62 ± 7,64	-	0,36 ± 0,05	97,98 ± 3,80

⁽¹⁾ Simazina. ⁽²⁾ Paraquat. – não analisado.

metabolismo das minhocas, como também a partir da bioatividade dos microrganismos do próprio solo.

Embora esta espécie não revolva significativamente o solo em condições naturais, estando em um ambiente restrito (200 ou 800 g de solo distribuídos aproximadamente de 3 a 5 cm de altura dos cristalizadores, e tendo as bolas de vidro como facilitadores do movimento), o deslocamento dos vermes possibilitou o revolvimento e a mistura do solo, o que pode ter facilitado a maior disponibilização de simazina e, ou, seus metabólitos para ação de microrganismos e sua metabolização adicional. Além disso, o solo ingerido pode ter o tamanho de agregados reduzido mecanicamente ou ter um novo rearranjo estrutural no tubo digestivo dos animais, o que pode facilitar a bioliberação do composto e, ou, seus metabólitos e sua conseqüente metabolização adicional. Este processo permitiria aos microrganismos do solo metabolizarem parcial ou totalmente, não só os resíduos liberados a partir da atividade das minhocas, mas também aqueles ainda presentes no solo.

Além disso, o contato dos animais com o meio durante 90 dias não diminuiu a formação de [¹⁴C]-resíduos de simazina ligados ao solo, nem promoveram a bioliberação dos compostos já formados. Comparando o efeito do tempo de exposição de 30 ou 90 dias sobre a recuperação de [¹⁴C]-resíduos ligados ao solo, observou-se que a recuperação foi significativamente maior nos sistemas expostos por 90 dias (Quadro 2). Dessa maneira, pode-se inferir que, durante os 90 dias, resíduos de simazina tenham-se ligado mais fortemente ao solo ou ter ocorrido degradação gradual de simazina formando metabólitos que se ligaram fortemente às partículas do meio, independentemente da presença e ação das minhocas no sistema.

Características como baixa hidrossolubilidade e alto coeficiente octanol:água, como tem o herbicida simazina (Worthing & Hance, 1991), favorecem a ocorrência de bioacumulação (Beyer, 1996), conforme foi detectado; mas esta bioacumulação ocorreu praticamente independentemente do tempo de contato dos organismos com o solo que continha o herbicida (Quadro 3).

A partir da percentagem de recuperação do radiocarbono das minhocas, pode-se inferir a quantidade de resíduos de simazina por grama de tecido animal. Nos animais mantidos em sistemas por 30 ou 90 dias, a relação é de 0,023 µg de resíduos de simazina g⁻¹ de tecido. Como as minhocas participam de várias cadeias alimentares, esta bioacumulação poderia ter, como conseqüência, a transferência do composto aos demais elos da cadeia alimentar, quando elas forem ingeridas por outros organismos, levando à magnificação trófica deste composto.

Com o paraquat, observou-se que a presença de minhocas não aumentou a dissipação durante o período de 90 dias de estudo, pois, nos solos tratados com 1,2; 12 e 120 µg i.a. g⁻¹ de solo, a recuperação do radiocarbono foi aproximadamente de 100 % (Quadro 2). Embora a dissipação de paraquat não tenha sido alterada como conseqüência da ação de minhocas, os animais incorporaram resíduos em seus tecidos. O fator de bioacumulação (FB) foi maior quanto maior a concentração de paraquat presente no solo de 0,5 para as concentrações recomendadas (que variam de 0,3 a 3,0 µg i.a. g⁻¹ de solo) para 3,2 na concentração 10 vezes superior à recomendada e FB de 5,5 para a concentração 100 vezes maior do que a recomendada (Quadro 3). Entretanto, esta correlação não foi significativa (rs = -0,714).

Como o paraquat é fortemente adsorvido tanto às partículas como à matéria orgânica do solo

Quadro 3. Fator de bioacumulação (FB) de simazina e paraquat em minhocas *Eisenia foetida*

Sistema	Radioatividade detectada nas minhocas	Radioatividade detectada no solo	Tempo de contato	FB
	kBq g ⁻¹			
IIIsim ⁽¹⁾	0,29 ± 0,07	0,25 ± 0	90	1,17
IVsim	0,34 ± 0,02	0,24 ± 0	30	1,45
VIpar ⁽²⁾	0,03 ± 0	0,05 ± 0	90	0,53
VIIpar	0,16 ± 0,05	0,05 ± 0	90	3,23
VIIIpar	0,28 ± 0,04	0,05 ± 0	90	5,47

⁽¹⁾ Simazina. ⁽²⁾ Paraquat.

(Luchini, 1987), optou-se por estudar concentrações crescentes deste herbicida para verificar se haveria maior disponibilidade da molécula à biota edáfica nos tratamentos com maiores concentrações. Entretanto, nem a disponibilização de maiores quantidades do herbicida, nem o deslocamento das minhocas e revolvimento do solo possibilitaram a liberação ou metabolização do composto no solo. Por outro lado, considerando a forte adsorção do paraquat, aplicações repetidas deste agrotóxico podem representar acúmulo gradativo de resíduos no solo, comprometer a viabilidade da biota edáfica e aumentar a possibilidade de bioacumulação deste composto.

Assim como calculado para o simazina, a percentagem de recuperação do radiocarbono a partir da extração das minhocas permite supor a concentração de resíduos de paraquat por grama de tecido animal. No sistema que continha solo tratado com 12 µg g⁻¹ i.a. de solo, poderia ser encontrado aproximadamente 0,02 µg g⁻¹ de resíduos de paraquat no tecido animal, conforme calculado a partir do 0,16 % recuperado como radiocarbono nas 10 minhocas de cada replicata, em relação ao ¹⁴C-paraquat aplicado (Quadro 2). Da mesma forma, nos sistemas tratados com 120 µg i.a. g⁻¹ de solo, seria encontrado cerca de 0,336 µg g⁻¹ de resíduos de paraquat no tecido animal (0,36 % do ¹⁴C-paraquat aplicado Quadro 2). Portanto, concentrações elevadas de resíduos desse composto no solo poderiam comprometer a viabilidade da biota edáfica. Além dessas conseqüências, deve-se considerar o aparecimento, em longo prazo, de possíveis alterações morfofisiológicas e, ou, comportamentais, quando mantidas por longo período de tempo nesses ambientes, como detectado por ação de outros agrotóxicos (Bunn et al., 1996; Drewes, 1997). Zsombok et al. (1997) mostraram efeitos neurotóxicos do paraquat em minhocas da espécie *Eisenia foetida* mantidas em solo contaminado com este composto. Portanto, a utilização do herbicida paraquat repetidas vezes, mesmo nas doses recomendadas na prática agrícola, pode apresentar riscos.

Desta forma, a ocorrência de bioacumulação merece atenção, pois qualquer resíduo presente na biota pode ser prejudicial ao ambiente, já que os organismos fazem parte de cadeias alimentares e estes resíduos podem ser crescentemente bioconcentrados nos diferentes níveis tróficos.

CONCLUSÕES

1. A presença de minhocas *Eisenia foetida* no solo determinou maior dissipação do herbicida simazina, mas não influenciou a dissipação do herbicida paraquat.

2. Essas minhocas acumularam resíduos de simazina em seus tecidos independentemente do período de contato, 30 ou 90 dias, e mostraram tendência de acumulação crescente de paraquat, com o incremento da dose aplicada ao solo.

LITERATURA CITADA

- ALMEIDA, F.S. & RODRIGUES, B.N. Guia de herbicidas. Instituto Agrônomo do Paraná, Londrina, Brasil. 1985. p.309-313.
- ANDRÉA, M.M.; LUCHINI, L.C.; MELLO, M.H.S.H.; TOMITA, R.Y.; MESQUITA, T.B. & MUSUMECI, M.R. Dissipation and degradation of DDT, DDE and parathion in Brazilian soils. *J. Environ. Sci. Health*, 29:121-132, 1994.
- ANDRÉA, M.M.; PAPINI, S. & NAKAGAWA, L.E. Optimizing microwave-assisted solvent extraction (MASE) of pesticides from soil. *J. Environ. Sci. Health*, 36:87-93, 2001.
- BEYER, W.N. Accumulation of chlorinated benzenes in earthworms. *B. Environ. Contam. Toxicol.*, 57:729-736, 1996.
- BRIGGS, G.G. & LORD, K.A. The distribution of aldicarb and its metabolites between *Lumbricus terrestris*, water and soil. *Pestic. Sci.*, 14:412-416, 1983.

- BRUNNINGER, B.; VISWANATHAN, R. & BEESE, F. Terbutylazine and carbofuran effects on growth and reproduction within three generations of *Eisenia andrei* (Oligochaeta). *Biol. Fertil. Soil.*, 18:33-38, 1994.
- BRUNNINGER, B.; VISWANATHAN, R. & BEESE, F. CO₂ production in three earthworm species exposed to terbutylazine and carbofuran in food. *Ecotox. Environ.*, 32:68-72, 1995.
- BUNN, K.E.; THOMPSON, H.M. & TARRANT, K.A. Effects of agrochemicals on the immune systems on earthworms. *B. Environ. Contain. Toxicol.*, 57:632-639, 1996.
- BUSTOS-OBREGON, E. & GOICOCHEA, R.I. Pesticide soil contamination mainly affects earthworm male reproductive parameters. *Asian J. Androl.*, 4:195-199, 2002.
- DREWES, C.D. Sublethal effects of environmental toxicants on oligochaeta escape reflexes. *Am. Zool.*, 37:346-353, 1997.
- FRIGHETTO, R.T.S. & VALARINI, P.J. Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo, Jaguariúna, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2000. p.37-40
- FUHREMANN, T.W. & LICHTENSTEIN, E.P. Release of soil-bound methyl [¹⁴C] parathion residues and their uptake by earthworms and oat plants. *J. Agric. Food Chem.*, 26:605-610, 1978.
- HOLLAND, D.C.; MUNNS, R.K.; ROYBAL, J.E.; HURLBUT, J.A. & LONG, A.R. Liquid chromatographic determination of simazine, atrazine and propazine residues in catfish. *J. AOAC Intern.*, 78:1067-1071, 1995.
- LARINI, L. Toxicologia dos praguicidas. São Paulo: Manole, 1999, p.171-174.
- LUCHINI, L.C. Adsorção-dessorção dos herbicidas paraquat, diuron e 2,4-D em seis solos brasileiros. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" 1987. 91p. (Tese de Mestrado)
- MESQUITA, T.B. & RÜEGG, E.F. Influência de agentes tensoativos na detecção da radiação beta. *Ci. Cult.*, 36:446-450, 1984.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. Guideline for testing chemicals 207. Earthworm acute toxicity test, 1984. (www.oecd.org/department)
- PAPINI, S. & ANDRÉA, M.M. Dissipação de simazina em solo por ação de minhocas (*Eisenia foetida*). *R. Bras. Ci. Solo.*, 25:593-599, 2001.
- RICHARDSON, M.L. & GANGOLLI, S. The dictionary of substances and their effects. Cambridge, Royal Society of Chemistry, 1994, p.44-47.
- STEPHENSON, G.L.; WREN, C.D.; MIDDELRAAD, I.C.J. & WARNER, J.E. Exposure of the earthworm, *Lumbricus terrestris*, to diazinon, and the relative risk to passerine birds. *Soil Biol. Biochem.*, 29:717-720, 1997.
- VISWANATHAN, R. Earthworms and assessment of ecological impact of soil xenobiotics. *Chemosphere*, 28:413-420, 1994.
- VISWANATHAN, R. Physiological bias in the assessment of ecotoxicity of pesticides to soil organisms. *Chemosphere*, 35:323-334, 1997.
- WERBER, J.B. Properties and behaviour of pesticides in soil. In: HONEYCUTT, R.C. & SCHABACKER, J., eds. Mechanism of pesticide movement into ground water. London, CRC Press, Inc., 1994. p.21.
- WORTHING, C.R. & HANCE, R.J. The pesticide manual. The british crop protection council. 9.ed., Surrey, 1991. p.554-555.
- ZANG, Y.; ZHONG, Y.; LUO, Y. & KONG, Z.M. Genotoxicity of two novel pesticides forearthworm, *Eisenia foetida*. *Environ. Pollut.*, 108:271-278, 2000.
- ZHANG, B.G.; LI, G.T.; SHEN, T.S.; WANG, J.K. & SUN, Z. Changes in microbial biomass C, N, P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia foetida*. *Soil Biol. Biochem.*, 32:2055-2062, 2000.
- ZSOMBOK, A.; MOLNAR, L. & FISCHER, E. Neurotoxicity of paraquat and triphenyltin in the earthworm *Eisenia foetida* Sav. A histo- and cytopathological study. *Acta Biol. Hung.* 48:485-495, 1997.