

# Mineralização do Fungicida <sup>14</sup>C-Metalaxil em Solos Brasileiros

*Andrea Maria Spessoto; Itamar Soares de Melo e Regina Teresa Rosim Monteiro*

## Introdução

A necessidade de reduzir o impacto no ambiente provocado pela utilização dos agrotóxicos na agricultura, já vem a algum tempo, despertando o interesse científico para os processos envolvidos na degradação destes compostos e moléculas relacionadas.

É conhecido que, depois de liberados no ambiente, os agrotóxicos podem se adsorver as partículas do solo, percolarem entre suas diversas camadas, volatilizarem ou, ainda, serem degradados. A degradação pode ocorrer pela ação da luz (fotodegradação), reações químicas (degradação química) ou por grupos de microrganismos presentes no ambiente (biodegradação).

Assim, quanto mais rápida for a degradação de um agrotóxico no ambiente, menor será sua capacidade poluente. Por outro lado, quanto mais lenta for sua degradação, maior poderá ser seu acúmulo no ambiente, e no caso dos agrotóxicos, que em muitas culturas são aplicados diversas vezes em curtos períodos de tempo, a degradação é fundamental para a detoxificação destes locais.

## Degradação do fungicida metalaxil

Dentre as classes de agrotóxicos, os fungicidas têm sido largamente empregados na agricultura mundial, no controle de fitopatógenos que atacam as mais diversas culturas. De acordo com a literatura, o fungicida metalaxil é degradado,

principalmente, pela ação de microrganismos. Esta habilidade em degradar o fungicida tem sido conferida a muitos microrganismos, tanto em culturas puras como mistas, por diversos autores (MUSUMECI et al., 1986; ZHENG, et al., 1989; ANAN'EVA et al., 1997; SOUDAMINI-MOHAPATRA et al., 1997; TYKVA et al., 1999; SOUDAMINI-MOHAPATRA et al., 1999). Entretanto, o papel de populações naturais presentes em solos na degradação desta molécula ainda é pouco conhecido. DROBY & COFFEY (1991) conseguiram demonstrar que fungos, bactérias e actinomicetos presentes nos solos foram capazes de quebrar a molécula do fungicida.

BAILEY & COFFEY (1986) estudaram o metabolismo do metalaxil em solo e em meio líquido e observaram que o composto foi prontamente metabolizado em um solo com histórico de tratamento com o fungicida, mas não no solo controle sem histórico de aplicação. Segundo os autores, a meia-vida do metalaxil foi de aproximadamente 14 dias. PAPINI & ANDREA (2000) investigaram a biodegradação acelerada do <sup>14</sup>C-metalaxil em dois solos brasileiros (gley húmico e latossolo vermelho escuro) com históricos de aplicação do composto e observaram que as taxas de mineralização do fungicida variaram de 8 a 48%. Neste caso, a biodegradação acelerada foi observada apenas no solo gley húmico. MUSUMECI & RUEGG (1984) observaram o aparecimento de dois metabólitos provenientes da degradação do metalaxil, após 60 dias de incubação do solo. Apenas um deles foi identificado como N-(2-metoxiacetil)-N-(2,6xilil)-DL-alanina. DROBY & COFFEY (1991) detectaram a presença de um metalaxil ácido como sendo o maior metabólito gerado da degradação do fungicida.

### **Mineralização do <sup>14</sup>C-metalaxil em solos brasileiros**

A mineralização do fungicida <sup>14</sup>C-metalaxil, analisada durante 70 dias em laboratório, através da técnica de radiorespirometria, foi investigado em quatro solos brasileiros, coletados em locais com e sem histórico de aplicação e suplementados nas doses de 3 e 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> do fungicida.

**Mineralização do fungicida <sup>14</sup>C-metalaxil:** as sub-amostras, retiradas de cada solo, foram submetidas aos tratamentos com o fungicida metalaxil nas concentrações de 3 e 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> solo, de modo que cada 1g (peso seco) de solo recebesse 5 KBq de radioatividade. A solução de aplicação foi preparada com o fungicida radiomarcado e o composto padrão analítico em acetona. A suplementação foi realizada misturando a solução de aplicação em 1 kg de cada sub-amostra de solo, dentro de um saco de polietileno. Em seguida, efetuou-se a agitação manual vigorosa destes solos por 15 min. Após este período, alíquotas de 50 g foram transferidas para frascos biométricos (BARTHA & PRAMER, 1965) (Fig. 4.1), quatro repetições por tratamento, seguido do ajuste para 70% da capacidade de campo, pela adição de água destilada. Alíquotas de 10 mL de NaOH (0,2 N) foram colocadas nos frascos de cada sistema para retenção de todo o CO<sub>2</sub> produzido pela atividade da microbiota presente nos solos. Os frascos foram incubados em sala escura, com temperatura controlada de 28°C. Os controles foram preparados com solo de Petrolina, esterilizado por 3 dias consecutivos em autoclave e suplementado com a solução do fungicida nas duas doses testadas. A cada 7 dias de incubação, todo o volume da solução de NaOH (0,2 N) foi substituído por outros 10 mL da mesma solução. Este procedimento foi repetido a cada semana até 35 dias de incubação. Após este período novas trocas da solução foram efetuadas e todos os frascos foram novamente incubados, ininterruptamente, até completar o período de 70 dias. Ao final de cada período de coleta, as soluções retiradas foram armazenadas a temperatura de 4°C, até o início das análises. Após 70 dias de incubação foi observada a produção de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> em todos os solos avaliados, exceto no caso do solo de Petrolina esterilizado e utilizado como controle.

**Cálculo da meia-vida:** o cálculo da meia-vida foi efetuado com base na fórmula a seguir:

$$\text{Log } A = \frac{\text{Log } A_0 - \text{Log } 2 \cdot t}{T_{1/2}}$$

onde;

A = radioatividade encontrada no tempo t;

A<sub>0</sub> = radioatividade aplicada;

t = tempo (dias);

T<sub>1/2</sub> = meia vida

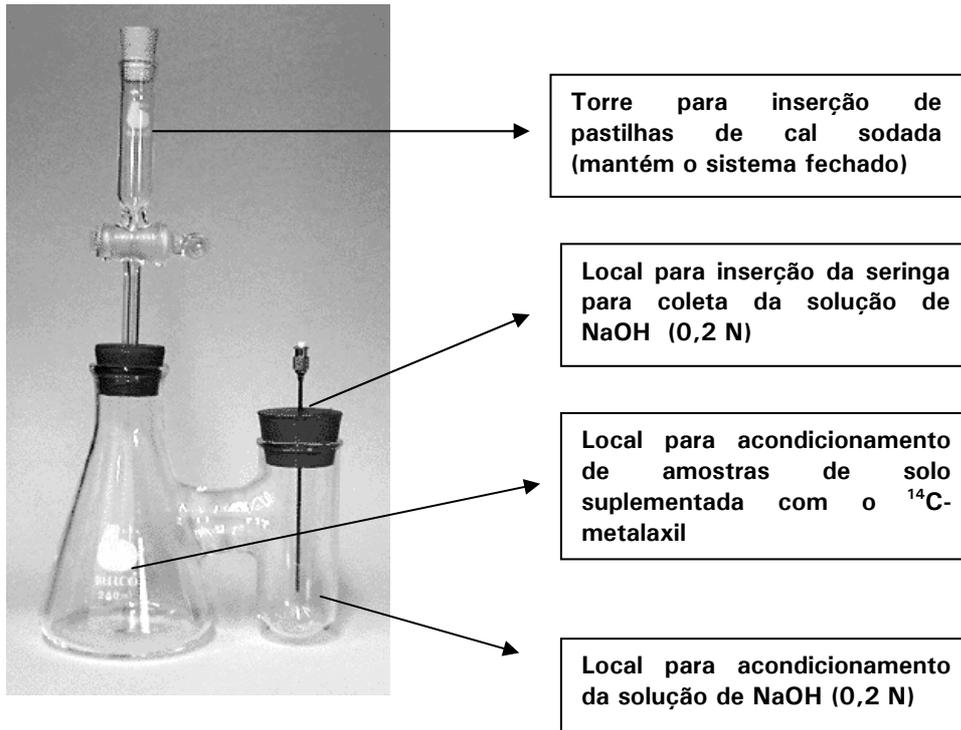


Fig. 4.1. Frasco biométrico (BARTHA & PRAMER, 1965).

Após 70 dias de incubação dos solos com metalaxil foi observada a produção de  $^{14}\text{CO}_2$  em todos os solos avaliados, exceto no caso do solo de Petrolina esterilizado e utilizado como controle.

O solo de Petrolina apresentou as maiores porcentagens de produção de  $^{14}\text{CO}_2$  (53%) enquanto que os demais solos com históricos de aplicação de metalaxil (Aguai e Estiva Gerbi) apresentaram porcentagens menores, mas similares (43 e 47%, respectivamente), quando o fungicida foi suplementado na dose de  $3 \mu\text{g i.a. g}^{-1}$ . No caso de Jaguariúna foram observados os menores valores de produção de  $^{14}\text{CO}_2$  (30%) (Tabela 4.1).

**Tabela 4.1.** Porcentagens de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> acumulados após 70 dias de incubação dos solos suplementados com 3 e 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> de metalaxil. Média de 4 repetições.

Tratamentos <sup>1</sup>	Período de incubação (dias)						% <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> total
	7	14	21	28	35	70	
Aguai 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,58(±1,22)	2,03(±1,16)	6,02(±2,16)	9,19(±2,12)	11,81(±1,67)	13,60(±1,98)	43,23
Estiva Gerbi 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,65(±0,94)	4,92(±1,04)	6,32(±0,95)	9,12(±1,12)	12,2(±1,00)	14,03(±1,21)	47,24
Jaguariúna 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,32(±2,31)	0,63(±2,33)	0,76(±2,23)	7,32(±2,34)	10,02(±2,67)	11,90(±2,67)	30,95
Petrolina 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	1,37(±0,87)	6,54(±1,10)	8,19(±0,67)	10,24(±1,19)	12,71(±1,16)	14,60(±1,07)	53,65
Aguai 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,41(±2,36)	1,52(±2,24)	5,75(±2,12)	7,24(±2,67)	9,01(±2,60)	10,43(±2,56)	34,36
Estiva Gerbi 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,49(±0,64)	2,66(±1,16)	6,41(±1,03)	8,23(±1,12)	9,95(±1,11)	11,21(±1,24)	38,95
Jaguariúna 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,27(±2,03)	0,42(±2,40)	0,58(±3,14)	5,03(±2,67)	8,29(±2,67)	9,4(±2,67)	23,99
Petrolina 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,57(±0,98)	2,89(±0,95)	8,14(±1,14)	12,55(±0,67)	13,85(±1,13)	15,23(±1,02)	52,66
Petrolina est. 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,05(±0,02)	0,04(±0,67)	0,04(±1,03)	0,04(±1,07)	0,05(±1,04)	0,04(±0,99)	0,22

1-Os valores apresentados são médias de quatro repetições. Coeficiente de variação:3,9%

Na dose de 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> de metalaxil, o solo de Petrolina apresentou porcentagens de produção de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> semelhantes àquelas observada na menor dose. Nos demais solos, o aumento da dose de suplementação refletiu num decréscimo nas porcentagens de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> observadas.

Ficou evidenciada uma fase de adaptação da microbiota em todos os solos, com pequena taxa de mineralização seguida de uma fase de acentuada liberação de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>, na qual ocorreu a quebra do anel aromático radiomarcado presente na molécula do fungicida. Nos solos com histórico de aplicação (Aguai, Estiva Gerbi e Petrolina) este período foi de apenas 7 dias enquanto que no solo de Jaguariúna, chegou até 21 dias de incubação. O mesmo comportamento foi observado quando os solos foram suplementados com 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> de metalaxil.

A Tabela 4.2 apresenta os resultados do balanço de recuperação do metalaxil <sup>14</sup>C, para as duas doses testadas do fungicida, após 70 dias de incubação dos solos. Os resultados observados comprovaram que não houve perdas de radioatividade por outros processos que não os avaliados neste estudo.

**Tabela 4.2.** Porcentagens de recuperação do total de <sup>14</sup>C aplicado nos solos, nos diversos tratamentos efetuados.

Tratamentos	Produção de <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> (%)	Recuperação total do <sup>14</sup> C aplicado (%)	Meia Vida (T <sub>1/2</sub> )
Aguaí 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	43,23	103,11	41 dias
Estiva Gerbi 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	47,24	102,52	37 dias
Jaguariúna 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	30,95	103,88	54 dias
Petrolina 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	53,65	98,95	31 dias
Aguaí 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	34,36	101,40	50 dias
Estiva Gerbi 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	38,95	100,19	53 dias
Jaguariúna 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	23,99	101,73	62 dias
Petrolina 30µg i.a. g <sup>-1</sup>	52,66	100,23	34 dias
Petrolina est. 3µg i.a. g <sup>-1</sup>	0,22	100,83	

A maior meia-vida observada foi de 62 dias para o solo de Jaguariúna, na dose de 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> do fungicida metalaxil enquanto que a dose de 3 µg i.a. g<sup>-1</sup> foi a que apresentou a menor meia-vida (T<sub>1/2</sub>) do composto, nos solos estudados.

No solo franco-arenoso de Petrolina a meia-vida não foi superior a 40 dias, em condições de laboratório. O aumento da dose de aplicação para 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> não refletiu em aumento da meia-vida, indicando que a mineralização ocorre também, nas mesmas taxas que quando este solo foi suplementado com a menor dose. Nas condições estudadas, a molécula apresentou persistência baixa (meia vida entre 0 e 90 dias) em todos os solos, nos dois tratamentos efetuados (Tabela 4.2).

A estrutura química, quantidade de água presente no solo, pH, temperatura, nutrientes disponíveis, doses de aplicação, bem como enzimas ou células ativas para degradar a molécula, são fatores importantes para o comportamento dos agrotóxicos no solo (FOMSGAARD, 1995). Em estudos como os de ANDERSON (1978) e BAILEY & COFFEY (1985) tem sido demonstrado que os fungicidas seriam responsáveis por favorecer o aumento do número de populações bacterianas em solos, indicando uma capacidade deste segmento em se tornar tolerantes, resistentes ou ainda degradadores deste tipo de composto químico. No presente estudo, os resultados confirmaram a biodegradação da molécula do metalaxil e dentre os segmentos avaliados, as bactérias foram predominantes durante todo o experimento, enquanto que actinomicetos e fungos tiveram uma supressão em função da presença da molécula do fungicida.

### Quantificação de resíduos extraíveis e não-extraíveis (ligados)

Entende-se por resíduos extraíveis aqueles que podem ser removidos através de processos de extração exaustivo com solventes apropriados. Resíduos ligados (ou não extraíveis) são definidos pela “International Union of Pure and Applied Chemistry” (IUPAC) como espécies químicas originárias dos agrotóxicos e que não são extraíveis, tanto em plantas como em solos, por métodos que não mudem significativamente a natureza química do composto.

Neste trabalho as extrações dos resíduos de metalaxil dos solos avaliados foram realizadas no tempo zero (logo após aplicação) e após 70 dias de incubação, seguindo metodologia descrita por DROBY & COFFEY (1991).

**Combustão das amostras de solo** (determinação de resíduos não-extraíveis): a radioatividade das amostras de solos não extraída pelo solvente e a radioatividade inicial aplicada nos solos antes da incubação foram determinadas. Amostras de 1 g de solo (em três repetições), de cada tratamento foram colocadas em barquinhas de cerâmica e levadas para a combustão a 900°C em oxidador biológico (Biological Oxidizer-OX-500/Harvey Instruments). Assim, através deste procedimento, foi possível quantificar as porcentagens de radioatividade ainda presente nos solos, liberadas após combustão sob a forma de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>. Todo o <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> retido em uma solução de monoetanolamina dissolvida na solução cintiladora foram quantificados em espectrômetro de cintilação líquida (ECL), durante 15 min. A eficiência da combustão foi de 98,2%, de acordo com testes realizados com amostras de <sup>14</sup>C-glicose, como controle, antes do início da combustão das amostras de solo.

Os valores obtidos dos resíduos de <sup>14</sup>C-metalaxil extraíveis e de resíduos ligados, após combustão seca das amostras dos solos estão na Tabela 4.3. Verificou-se que os valores de resíduos extraíveis foram maiores nos solos de textura arenosa e franco-arenosa (aproximadamente 40%), nos dois tratamentos efetuados. Em contrapartida, os maiores valores de resíduos ligados foram observados no solo argiloso de Jaguariúna (aproximadamente 60%), na dose de 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> metalaxil.

Os resultados observados demonstraram que nos solos argilosos, as porcentagens de resíduos extraídos pelo método foram baixas e de resíduos ligados foram altas. O significado dos resíduos não-extraíveis para o ambiente é bastante discutido na literatura, mas geralmente é tido que valores acima de 10% são indesejáveis, podendo ocasionar acúmulo destas moléculas em culturas subseqüentes, solos ou animais.

No presente estudo, a persistência do fungicida foi determinada como baixa nas duas doses de suplementação, sugerindo que uma vez disponível na solução dos solos, a molécula pode ser rapidamente metabolizada, diminuindo os riscos ambientais provocados pela recalcitrância. Esta confirmação pode ter implicações diretas com o processo de mineralização do fungicida, uma vez que quanto maior for a sua persistência, menor sua taxa de degradação.

**Tabela 4.3.** Porcentagens de resíduos extraíveis e resíduos ligados nos solos, após 70 dias de incubação com o <sup>14</sup>C-metalaxil. Dados obtidos por cromatografia de cintilação líquida e combustão dos solos.

Tratamentos	%Resíduos extraíveis <sup>1</sup>	% Resíduos ligados <sup>2</sup>
Aguaí 3 µg i.a. g <sup>-1</sup>	25,72(±2,77)	34,16(±2,16)
Estiva Gerbi 3 µg i.a. g <sup>-1</sup>	34,76(±1,98)	20,52(±1,71)
Jaguariúna 3 µg i.a. g <sup>-1</sup>	26,26(±3,69)	46,67(±2,57)
Petrolina 3 µg i.a. g <sup>-1</sup>	40,11(±1,54)	5,19(±1,52)
Aguaí 30 µg i.a. g <sup>-1</sup>	29,11(±4,16)	37,93(±2,93)
Estiva Gerbi 30 µg i.a. g <sup>-1</sup>	39,15(±3,01)	22,09(±1,80)
Jaguariúna 30 µg i.a. g <sup>-1</sup>	18,56(±4,93)	59,18(±2,41)
Petrolina 30 µg i.a. g <sup>-1</sup>	35,67(±2,21)	11,90(±1,69)
Petrolina est. 30 µg i.a. g <sup>-1</sup>	96,51(±1,15)	4,10(±0,75)

1-Os valores apresentados são médias de duas repetições.

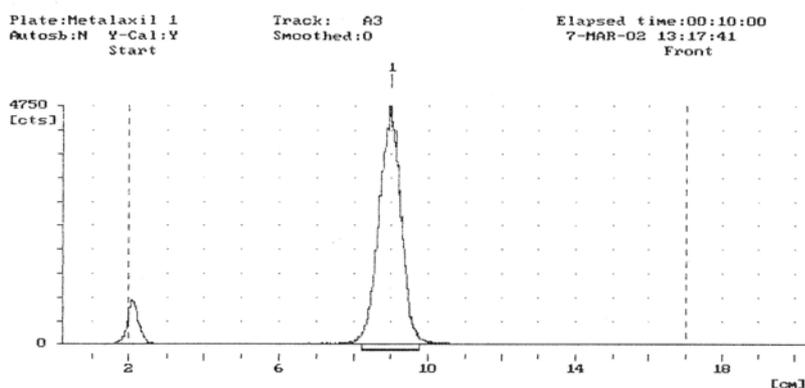
2- Os valores apresentados são médias de três repetições. Coeficiente de variação: 3,6%

### Detecção de metabólitos

Para verificar a presença de metabólitos provenientes da biodegradação do metalaxil, os extratos totais, provenientes das extrações de resíduos foram concentrados por rotaevaporação e analisados em cromatografia de camada delgada (CCD) (Berthold).

**Análise de metabólitos:** alíquota de 100 µL de cada amostra (aproximadamente 2000 Bq de radioatividade) e 10 µL do padrão metalaxil <sup>14</sup>C foram aplicadas em placas de sílica gel 60 F<sub>254</sub> (Merck), com o auxílio de aplicador automático (Carmag-Linomat IV) e desenvolvidas em 100 mL de acetato de etila. A distribuição dos resíduos de <sup>14</sup>C- metalaxil e dos metabólitos <sup>14</sup>C nas placas foi observada através de manchas visualizadas após a exposição em luz U.V. Através de CCD estas placas foram analisadas quanto à radioatividade e valores de R<sub>f</sub>s (quociente entre distância percorrida pelo composto e solvente).

Não foi detectada a presença de nenhum metabólito radiomarcado nas placas de sílica gel dos extratos dos solos após o término do período de incubação dos solos nos frascos biométricos. O valor do R<sub>f</sub> para o fungicida metalaxil foi de 0,47 (Fig. 4.3).



**Fig. 4.3.** Cromatografia de camada delgada obtida ao final de 70 dias de incubação, a partir do extrato do solo de Aguaí suplementado com 3 µg i.a. g<sup>-1</sup> metalaxil. O número 1 indica a presença do fungicida metalaxil <sup>14</sup>C.

A ausência de metabólitos provenientes da mineralização do anel radiomarcado do fungicida reforça a hipótese sobre a mineralização do fungicida, sugerindo que

processos de degradação do metalaxil ocorreriam num prazo inferior aos 70 dias de incubação avaliados neste estudo. Outra hipótese seria que parte dos metabólitos formados estaria altamente adsorvida nas matrizes dos solos e não extraíveis pelo método utilizado neste estudo. DROBY & COFFEY (1991) utilizando a mesma metodologia observaram a formação de um metabólito ácido proveniente da degradação do fungicida, porém dentro de um prazo menor de incubação.

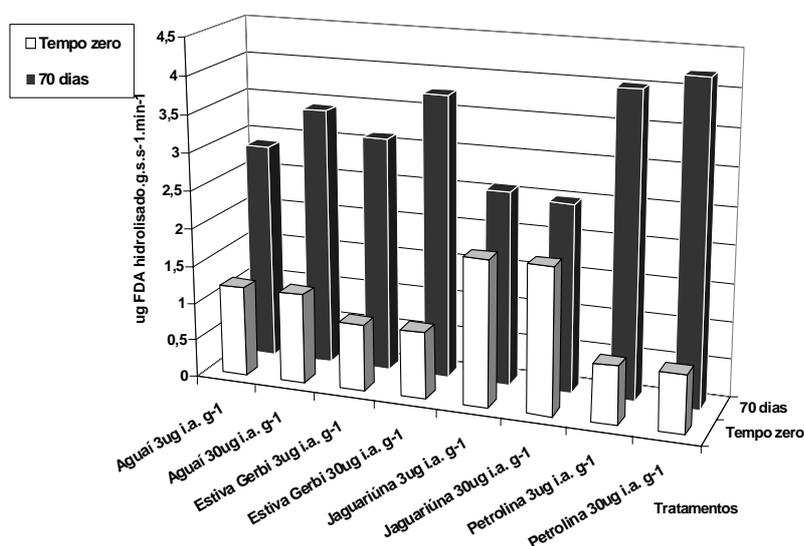
### Avaliação da atividade microbiana

A atividade microbiana foi determinada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), para o tempo zero e após 70 dias de incubação das amostras, segundo metodologia descrita por BOEHM & HOITING (1992).

**Hidrólise do diacetato de fluoresceína:** pesou-se 5 g (peso seco) de amostras de solo (em duas repetições) em frascos de 250 mL de capacidade, juntamente com 20 mL de tampão fosfato de potássio (8,7 g de K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> e 1,3 g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> de água destilada; pH 7,6) e 0,2 mL da solução de FDA (2 mg mL<sup>-1</sup> acetona) (Sigma Chemical Co). Da mesma forma, outras amostras dos solos foram preparadas para a construção de uma curva padrão contendo 0, 100, 200, 300 e 400 µg de FDA, as quais foram hidrolisadas em banho-maria por uma hora. Todos os frascos foram agitados por 20 min a 160 rpm em agitador orbital a 25°C. Em seguida, todas as reações foram interrompidas pela adição de 20 mL de acetona e filtradas em papel de filtro (Whatman n°1). Os volumes filtrados foram levados para leitura em espectrofotômetro a 490nm (Beckman DU-8B). Os resultados foram expressos em µg FDA hidrolisados g<sup>-1</sup> de solo seco min<sup>-1</sup>. A umidade de cada amostra de solo foi determinada pela incubação de 10 g de solo em estufa de secagem a 100°C por 24 horas e, em seguida, foram calculados os fatores de correção pela relação peso seco (Ps)/peso úmido (Pu).

Os valores da atividade enzimática microbiana obtida nos solos estudados foram maiores após 70 dias de incubação quando comparados aos valores obtidos no tempo zero (Fig. 4.4). Isso indicou que a molécula do fungicida provocou mudanças na atividade total da microbiota avaliada. Para os dois períodos da avaliação, a microbiota presente no solo de Petrolina foi o que mais se beneficiou com a suplementação com o fungicida, indo de 0,77 no início do experimento até 4,23 µg FDA hidrolisado g<sup>-1</sup> de solo seco min<sup>-1</sup> ao final de 70 dias de incubação, diferentemente do que ocorreu no solo de Jaguariúna, onde foram observadas as menores variações nestes valores. Resultados apresentados no Capítulo 2 corroboram o incremento da atividade hidrolítica do FDA nos solos de Petrolina, quando suplementados com metalaxil.

A avaliação da atividade enzimática no período referente à incubação dos solos reforçou a importância da presença do fungicida no aumento da atividade microbiana nos solos avaliados. Embora a atividade enzimática tenha sido monitorada em apenas dois intervalos de tempo, mudanças nas taxas de hidrólise do FDA foram evidenciadas ao final do experimento. Estes resultados, bem como o número de UFC g<sup>-1</sup> solo indicaria a utilização do fungicida como substrato por bactérias e o stress provocado pela sua presença em populações de actinomicetos e fungos dos solos. Deve-se ressaltar que estes resultados foram obtidos a partir de diluições dos solos em placas contendo meio de cultura, método que investiga apenas uma pequena porção da comunidade microbiana. No entanto, diferenças foram detectadas e quantificadas e puderam, desta forma, serem consideradas.



**Fig. 4.4.** Avaliação da atividade enzimática microbiana nos quatro solos antes e após 70 dias de incubação dos solos suplementados com 3 e 30 µg i.a. g<sup>-1</sup> metalaxil. A leitura foi efetuada em espectrofotômetro a 490 nm e os resultados expressos em µg FDA hidrolisados g<sup>-1</sup> de solo seco min<sup>-1</sup>.

Do ponto de vista ecológico, a mineralização do fungicida metalaxil nos solos avaliados promoveria uma rápida detoxificação destas áreas, onde a molécula seria utilizada com freqüência. No entanto, do ponto de vista fitossanitário, estes resultados seriam preocupantes, uma vez que com a baixa persistência do fungicida nos solos, sua ação fúngica poderia ficar comprometida, sendo necessário o aumento nas doses de

aplicação ou mesmo redução no intervalo entre as aplicações em campo. A manutenção da capacidade produtiva sem comprometer a qualidade de vida das regiões avaliadas neste estudo é necessária para a conservação do ambiente. Neste sentido, o presente trabalho alerta para adoções de práticas agrícolas e alternativas de controle de fitopatógenos que diminuam estes efeitos.

## Conclusão

Nas condições estudadas, a degradação do fungicida metalaxil envolveu a ação de microrganismos, portanto foi biológica. Após a suplementação com o fungicida metalaxil, em ambas as doses testadas, nos solos com históricos de aplicação as bactérias foram beneficiadas. O solo franco-arenoso de Petrolina, em condições de laboratório, foi capaz de mineralizar o fungicida em taxas superiores a 50%, nas doses de 3 e 30  $\mu\text{g i.a. g}^{-1}$  de metalaxil, ao final de 70 dias de incubação dos solos e, conseqüentemente; teve os menores valores de meia-vida para o fungicida, nas duas doses testadas. A não detecção de metabólitos, nas condições experimentais utilizadas, ao final dos 70 dias de incubação, foi relacionada à provável alta adsorção destas moléculas às partículas dos solos. O aumento na atividade enzimática da microbiota dos solos avaliados, observado ao final de 70 dias de incubação, foi relacionado com a presença da molécula do fungicida nos solos.

## Referências

- ANAN'-EVA, N. D.; DEMKINA, T. S.; BLAGODATSKAYA, E. V.; SUKHOPAROVA, V. P.; ABELTSEV, V. I. A complex approach to the study of the behaviour of pesticides in soil. *Pochvovedenie*, New York, v. 6, p. 763-769, 1997.
- ANDERSON, J. P. E. Pesticide effects on non-target soil microorganisms. In: HILL, I. R.; WRIGHT, S. J. E. *Pesticide microbiology*. New York: Academic Press, 1978. p. 611-628.
- BAILEY, A. M.; COFFEY, M. D. Biodegradation of metalaxyl in avocado soils. *Phytopathology*, v. 75, n. 2, p. 135-137, 1985.
- BAILEY, A. M.; COFFEY, M. D. Characterization of microorganisms involved in accelerated biodegradation of metalaxyl and metolachlor in soils. *Canadian Journal of Microbiology*, v. 32, p. 562-569, 1986.
- BARTHA, R.; PRAMER, D. Features of a flask an methods for measuring the persistence and biological effects of pesticides in soil. *Soil Science*, v. 100, n. 1, p. 68-70, 1965.

- BOEHM, M. J.; HOITINK, H. A. J. Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact of severity of *Phythium* root rot of *Poinsettia*. *Phytopathology*, v. 82, n. 3, p. 259-264, 1992.
- DROBY, S.; COFFEY, M. D. Biodegradation process and the nature of metabolism of metalaxyl in soil. *Annals of Applied Biology*, v. 118, n. 3, p. 543-553, 1991.
- FOMSGAARD, I. S. Degradation of pesticides in subsurface soils, unsaturated zone. A review of methods and results. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v. 58, p. 231-245, 1995.
- MUSUMECI, M. R.; RUEGG, E. F. Microbial degradation of metalaxyl in the soil. *Fitopatologia Brasileira*, v. 9, n. 3, p. 583-591, 1984.
- MUSUMECI, M. R.; PIMENTEL, C. P. V.; RUEGG, E. F. Degradation in vitro of metalaxyl by pure cultures of plant pathogenic fungi. *Fitopatologia Brasileira*, v. 11, n. 4, p. 957-961, 1986.
- PAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Enhanced degradation of metalaxyl in gley humic and dark red latosol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, p. 469-474, 2000.
- SOUDAMINI-MOHAPATRA, A.; AWASTHI, M. D.; MOHAPATRA, S. Enhancement of metalaxyl degradation by synergistic interaction among bacterial and fungal isolates. *Pesticide Research Journal*, v. 9, n. 1, p. 62-66, 1997.
- SOUDAMINI-MOHAPATRA, A.; AWASTHI, M. D.; MOHAPATRA, S. Enhanced degradation of metalaxyl by enrichment cultures from different soils. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, v. 47, n. 2, p. 217-221, 1999.
- TYKVA, R.; MORAIS, C.; DEL-RE, A. A. M.; BROWN, C.; CAPRI, E.; ERRERA, G.; EVANS, S. P.; TREVISAN, M. Human and environmental exposure to xenobiotics. In: SYMPOSIUM ON PESTICIDE CHEMISTRY, 11., 1999, Cremona. *Proceedings...* Cremona, Italy, 1999.
- ZHENG, Z.; SHU-YEN, L.; FREYER, A. J.; BOLLAG, J. M. Transformation of metalaxyl by the fungus *Syncephalastrum racemosum*. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 55, n. 1, p. 66-71, 1989.