



**LIXIVIAÇÃO DOS PESTICIDAS ALDICARBE  
E TRIADIMENOL EM MACROLISÍMETROS  
DE LATOSSOLOS DA REGIÃO DE  
LAVRAS-MG**

**CRISTIANE JORGE BASTOS**

**2002**



**CRISTIANE JORGE BASTOS**

**LIXIVIAÇÃO DOS PESTICIDAS ALDICARBE E TRIADIMENOL  
EM MACROLISÍMETROS DE LATOSSOLOS DA REGIÃO DE  
LAVRAS- MG**

**Dissertação apresentada à Universidade Federal de  
Lavras, como parte das exigências do Programa  
de Pós-Graduação em Agronomia, área de  
concentração em Agroquímica e Agrobioquímica  
para obtenção do título de " Mestre".**

**Orientador**

**Prof. Renê Luis de Oliveira Rigitano**

**LAVRAS  
MINAS GERAIS - BRASIL**

**2002**

Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA

Bastos, Cristiane Jorge

Lixiviação dos pesticidas aldicarbe e triadimenol em macrolisímetros de  
Latosolos da região de Lavras-MG / Cristiane Jorge Bastos. -- Lavras : UFLA,  
2002.

80 p. : il.

Orientador: René Luis de Oliveira Rigitano.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

I. Pesticida. 2. Aldicarbe. 3. Tridimenol. 4. Lixiviação. 5. Latossolo. I.  
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-631.41

-632.95

**CRISTIANE JORGE BASTOS**

**LIXIVIAÇÃO DOS PESTICIDAS ALDICARBE E TRIADIMENOL EM  
MACROLISÍMETROS DE LATOSSOLOS DA REGIÃO DE  
LAVRAS- MG**

**Dissertação apresentada à Universidade Federal de  
Lavras, como parte das exigências do Programa de  
Pós-Graduação em Agronomia, área de  
concentração em Agroquímica e Agrobioquímica,  
para obtenção do título de " Mestre".**

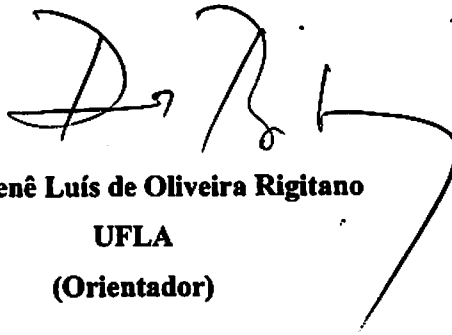
**APROVADA EM 26 DE FEVEREIRO DE 2002**

**Prof. José Maria de Lima**

**UFLA**

**Prof. Ruy Carvalho**

**UFLA**



**Prof. Renê Luís de Oliveira Rigitano**  
**UFLA**  
**(Orientador)**

**LAVRAS**  
**MINAS GERAIS-BRASIL**

## **AGRADECIMENTOS**

**Agradeço a todos que participaram da elaboração desse projeto, seja de forma direta ou indireta.**

**Aos meus pais, José Oswaldo de Bastos e Tereza Jorge de Bastos, aos meus irmãos, Renata e Samuel pelo carinho e pela união.**

**Aos amigos Anderson Gouveia, Jonas, Prof. Vicente, Bruno, Cristiane Guimarães, Maria Cristina, Vanessa, Lilian, Grécia, Fábio e Liziane (Dep. Entomologia) e Mírian (Dep. Química), a todos vocês muito obrigada pela amizade e auxílio nos momentos difíceis.**

**A aqueles que acreditaram que era possível a realização desse trabalho a vocês, Porf. Paulo Monteiro, Prof. Antônio Claret, Prof. Gui Alvarenga, Prof. Mauro dos Santos, meu muito obrigada.**

**A FAPEMIG a qual financiou o projeto CAG 710/96 o qual tive o prazer de realizar.**

**Aos Professores Rui Carvalho, José Maria de Lima e Mário César Guereiro, que foram ativos na finalização do trabalho, fazendo não só parte da banca examinadora, como também auxiliando no trabalho.**

**Agradeço em especial ao Professor Renê Luís de Oliveira Rigitano, que como orientador sempre foi ativo, participando em todos os momentos da realização desse trabalho, a você meu muito obrigada.**

**Todos foram muito importantes nesse trabalho, porém uma pessoa em especial participou de todos os momentos, das incertezas, das alegrias, dos momentos difíceis; você Ricardo por muitas vezes me fez tirar forças não sei de onde para continuar essa caminhada. Deve ser por isso que gosto tanto de você, obrigada.**

## 1 INTRODUÇÃO

A agricultura atual é voltada para o aumento de produtividade e isso tem incentivado o aumento no uso de produtos químicos biocidas, genericamente chamados de pesticidas, para a proteção das lavouras contra insetos-praga, doenças e plantas daninhas. Embora os pesticidas contribuam para aumentar a produtividade, eles podem causar contaminações agroambientais, visto que muitos deles são tóxicos a organismos não-alvo, incluindo os seres humanos.

Existe uma grande preocupação sobre o transporte de pesticidas no solo, pois tem sido demonstrado que esses compostos podem ser arrastados pela água de enxurrada ("run-off"), bem como pela água que percola o solo (lixiviação). Embora os casos de contaminação de recursos hídricos com pesticidas tenham sido freqüentemente associados ao transporte superficial dos compostos, dissolvidos na água da enxurrada ou presos aos sedimentos, relatos de contaminação da água do subsolo, de poços e minas de água, em decorrência da lixiviação dos compostos, são abundantes na literatura.

A aplicação de pesticidas no solo, visando o controle de insetos e microorganismos prejudiciais à cultura do cafeeiro, é uma prática muito comum entre os cafeicultores de todo o país. Dentre esses pesticidas destacam-se o aldicarbe e o triadimenol, os quais são formulados em grânulos para incorporação no solo. O aldicarbe é um composto extremamente tóxico a mamíferos, aves, peixes, etc., tendo sido relatado como contaminante de poços e minas de água em vários países, em centenas de localidades. O fungicida triadimenol é bem menos tóxico a organismos não-alvo, sendo tido como pouco lixiviável em solos; contudo, trabalhos anteriores mostraram tratar-se de um composto altamente persistente em solos e sua lixiviação em solos brasileiros foi muito pouco estudada.

O presente trabalho teve como objetivo investigar a lixiviação dos pesticidas aldicarbe e triadimenol em dois Latossolos representativos da região de Lavras-MG. Para tal, foram utilizados lisímetros de grandes dimensões, contendo material estruturado desses solos, permitindo a avaliação dos riscos de contaminação de água subterrânea nos mesmos, com resíduos desses compostos, em condições bastante próximas àquelas práticas. Adicionalmente, objetivou-se subsidiar futuros estudos sobre o desenvolvimento ou validação de modelos de simulação do movimento desses pesticidas em solos brasileiros.



## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Transporte de pesticidas em solos

O movimento dos pesticidas no solo pode ocorrer por lixiviação, escoamento superficial e volatilização. A lixiviação é o processo que consiste na movimentação dos pesticidas através do perfil do solo, juntamente com a percolação da solução do solo, em direção ao lençol freático. A lixiviação é influenciada, entre outros fatores, pela sorção do pesticida nos colóides do solo, condutividade hidráulica do solo e precipitação pluviométrica. O escoamento superficial caracteriza-se como o transporte de pesticidas movendo-se sobre a superfície do solo, juntamente com a água de enxurrada, podendo atingir os terrenos das partes mais baixas e as águas dos rios e lagos. A quantidade de pesticida e a distância que o mesmo é carregado por transporte superficial são influenciadas por fatores tais como: taxa de aplicação, propriedades físico-químicas do pesticida e do solo, quantidade de precipitação versus taxa de infiltração, o relevo topográfico do terreno e o tipo de cobertura vegetal (Hartley & Graham-Bryce, 1980; Cheng, 1990).

Até o início da década de 1980, ênfase muito maior era dada aos estudos sobre escoamento superficial de pesticidas, em função da constatação de contaminação de águas superficiais com resíduos de inseticidas organoclorados, no início da década de 1960 nos Estados Unidos (Matsumura, 1980). Após a constatação de resíduos do inseticida aldicarbe em centenas de poços e minas de água nos Estados Unidos, os estudos sobre lixiviação de pesticidas em solos foram intensificados (Rothschild et al., 1982; Zake et al., 1982).

A agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos relata a presença de resíduos de 46 diferentes pesticidas no lençol freático em 26

estados norte-americanos (U.S. EPA, 1988). Posteriormente, essa mesma agência realizou um amplo monitoramento de pesticidas em poços de água em áreas agrícolas de todos os estados norte-americanos, durante 5 anos. Os resultados revelaram que 4,2% dos poços estavam contaminados com pelo menos um pesticida, com maiores concentrações dos compostos alachor, atrazina, DBCP, EDB e lindane (U.S.- EPA, 1990).

Domagalski & Dubrovsky (1992) investigaram a presença de resíduos de pesticidas no lençol freático do Vale San Joaquim, Califórnia, E.U.A. Os resultados mostraram a presença de resíduos de 13 pesticidas, a saber: atrazina, bromacil, 2,4-D, diazinon, dicloropropano, 1,2-dibromoetano, dicamba, 1,2-dicloropropano, diuron, prometon, propazina e simazina. Através de identificação e mapeamento dos locais onde foram encontradas concentrações significativas de resíduos dos pesticidas, os autores estabeleceram áreas de risco para se evitar agravamento do problema.

## **2.2 Fatores que afetam a lixiviação de pesticidas em solos**

A lixiviação dos pesticidas no solo ocorre principalmente por fluxo de massa, juntamente com a água que percola no perfil do solo. A sorção dos pesticidas nas partículas do solo determina a taxa de movimento desses por percolação. O grau de sorção de um determinado pesticida no solo depende basicamente de propriedades físico-químicas do composto e do solo. A taxa de movimento da água no solo é influenciada principalmente, pela textura e estrutura do mesmo, sendo essa taxa, via de regra, maior em solos arenosos do que em argilosos, embora solos argilosos com estrutura granular apresentem alta condutividade hidráulica. A estrutura do solo influencia o movimento dos pesticidas não apenas por afetar a taxa de movimento da água no solo. Para Nicholls et al (1982), os compostos movem menos em solos com estrutura em blocos porque, após chuvas pesadas, a água percola rapidamente através dos

poros maiores e não há tempo para que os compostos no interior dos agregados entrem em equilíbrio com a água, percolando nos poros maiores entre os agregados.

Embora o termo sorção de pesticidas em solos seja usual, este refere-se a um processo geral de retenção dos compostos na fase sólida, sem distinção entre os processos específicos de adsorção, absorção e precipitação. A adsorção refere-se à atração das moléculas à superfície das partículas do solo; a absorção refere-se à penetração das moléculas nos microrganismos; a precipitação refere-se à formação de uma fase sólida do composto no solo, resultante do acúmulo em camadas do mesmo na superfície das partículas (Koskinen & Harper, 1990).

A sorção-dessorção de pesticidas em solos é um processo dinâmico no qual as moléculas do pesticida são continuamente transferidas da solução aquosa para a superfície sólida e vice-versa. Os mecanismos envolvidos podem incluir ligações físico-químicas como forças de van der Waals, pontes de hidrogênio, interações dipolo-dipolo, troca iônica, ligação covalente, protonação, troca de ligantes, ponte catiônica e ponte de água, com diferentes graus de força e interação (Koskinen & Harper, 1990). A sorção também tem sido descrita como um processo de partição entre solução do solo e a matéria orgânica do solo, no caso de compostos hidrofóbicos (apolares ou lipofílicos) (Chiou et al., 1979).

Na prática, a sorção de pesticidas em solos tem sido determinada a partir de misturas de solução aquosa do composto com amostra de solo, medindo-se a concentração final do composto na fase aquosa, após o equilíbrio ter sido atingido, e calculando-se a concentração do composto na fase sólida. A sorção dos compostos assim determinada tem sido expressa na forma do coeficiente de distribuição ( $K_d$ ) do composto entre os sólidos do solo e a solução do solo.

$$K_d = \frac{\text{Concentração do pesticida nos sólidos do solo}}{\text{Concentração do pesticida na solução do solo}}$$

A grande maioria dos pesticidas compreende compostos eletricamente neutros, ou seja, não-ionizáveis. Tem sido demonstrado que a sorção de compostos não-ionizáveis no solo ocorre principalmente na matéria orgânica do solo. Goring (1962) observou elevada correlação entre o coeficiente de sorção de pesticidas não-ionizados no solo ( $K_d$ ) e o teor de matéria orgânica no solo, tendo concluído que o coeficiente de sorção de um pesticida na matéria orgânica do solo ( $K_{om}$ ) é relativamente constante em vários tipos de solos.

$$K_{om} = \frac{\text{Concentração de pesticidas na matéria orgânica}}{\text{Concentração de pesticidas na solução do solo}}$$

Briggs (1973) estimou o valor de  $K_{om}$  de 30 compostos não ionizados em solos da Inglaterra e obteve uma estreita correlação entre o valor  $K_{om}$  e a polaridade dos compostos, a qual foi obtida determinando-se o coeficiente de partição do composto entre octanol e água ( $K_{ow}$ ). Quanto maior o valor de  $K_{ow}$ , maior o valor de  $K_{om}$ , implicando em que a matéria orgânica tem uma natureza lipofílica. Briggs (1981) mediu a sorção de cerca de 70 compostos não-ionizáveis em várias classes de solo da Inglaterra, tendo confirmado a estreita correlação entre a sorção do pesticida do solo, o teor de matéria orgânica neste e a polaridade do composto.

$$K_d = 0,045 \cdot \log K_{ow}^{0,52} \cdot \% MO$$

### 2.3 Degradação e lixiviação do aldicarbe em solos

O inseticida-nematicida aldicarbe é comercializado em formulação granulada (Temik150<sup>®</sup>) para aplicação no solo. A toxicidade do aldicarbe a

mamíferos é extremamente alta, com valores de DL<sub>50</sub> para ratos e coelhos (Dose Letal a 50% dos indivíduos tratados) em torno de 1 mg/kg de peso corporal (Union Carbide Produtos Agropecuários, 1983).

Tem sido demonstrado que, uma vez na solução do solo, o aldicarbe é rapidamente oxidado a sulfóxido de aldicarbe, o qual também é oxidado, embora mais lentamente, a sulfona de aldicarbe (Lightfoot et al., 1987). Esses produtos de oxidação têm toxicidade a mamíferos comparável àquela do aldicarbe. Tanto o aldicarbe como seu sulfóxido e sulfona são hidrolizados às oximas correspondentes, as quais são pouco tóxicas. Dessa forma, a meia-vida do aldicarbe em solos é freqüentemente referida em termos da transformação do composto a produtos não-carbamatos (oximas e nitrilas). A Figura 1 mostra um esquema das transformações do aldicarbe em solos.

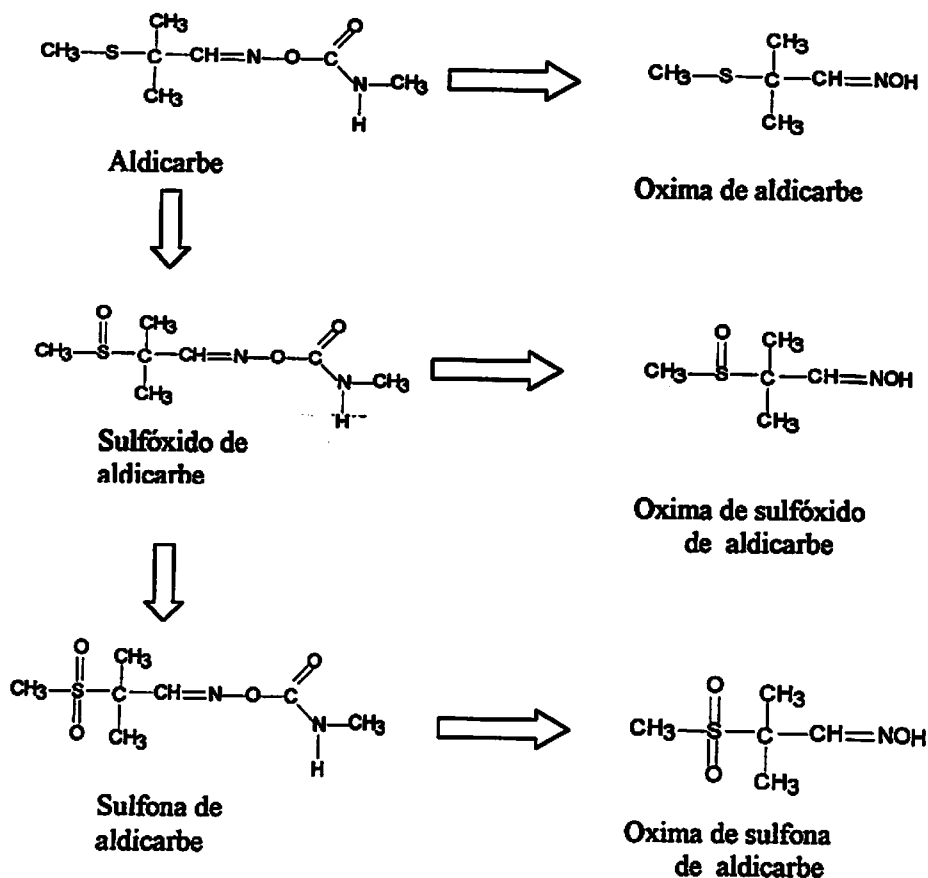


FIGURA 1. Transformação do aldicarbe em solos.

Estudos sobre a meia-vida do aldicarbe em solos mostram uma apreciável variação nos resultados obtidos. Em condições de laboratório, Bromilow et al. (1980) observaram uma meia-vida em torno de 15 dias, em amostras de um solo da Inglaterra, enquanto Lightfoot et al. (1987) calcularam em 44 dias a meia-vida do composto em amostras da camada superficial de um solo dos Estados Unidos. Barbosa & Rigitano (1994) relataram valores de meia-vida de 65, 66 e 146 dias, em amostras do horizonte A de solos das

classes Latossolo Vermelho-Amarelo, Podzólico Vermelho Escuro e Latossolo Roxo, da região de Lavras-MG. Esses valores foram obtidos durante o inverno, com a temperatura média no laboratório em torno de 17°C. Incubações feitas sob temperatura controlada de 30°C, usando-se amostras do Podzólico Vermelho Escuro, revelaram uma meia-vida em torno de 10 dias, confirmando um forte efeito da temperatura sobre a degradação.

Em condições de campo, Jones (1987) relatou valores de meia-vida do aldicarbe na zona arável de vários solos dos Estados Unidos entre 10 e 100 dias, com os maiores valores sendo encontrados em solos ácidos e sob temperaturas mais baixas. No Brasil, Piffer & Rigitano (1991) estimaram a meia-vida do aldicarbe em torno de 20 dias, em solos das classes Latossolo Roxo e Podzólico Vermelho-Amarelo, após a aplicação do composto no início do período chuvoso.

Sobre a lixiviação do aldicarbe e seus produtos de oxidação em solos, os estudos realizados revelaram uma alta mobilidade desses compostos em solos, especialmente de sulfóxido e sulfona de aldicarbe (Bromilow & Leistra, 1980; Jones et al., 1986; Jones, 1987; Piffer & Rigitano, 1991; Scorza Jr. et al., 2000). A alta mobilidade desses produtos de oxidação do aldicarbe foi atribuída à baixa lipofilicidade dos mesmos (valores de  $\log K_{ow}$  em torno de -0,6) e, conseqüentemente, à baixa adsorção dos compostos na matéria orgânica do solo.

A quantidade de resíduos de aldicarbe lixiviada abaixo de determinada profundidade, em determinado solo, revelou-se influenciada, principalmente, pelas propriedades físico-químicas do mesmo, pela precipitação pluviométrica e taxa de degradação dos resíduos no solo. Em áreas caracterizadas por solos arenosos, rasos, baixas temperaturas e chuvas intensas, a aplicação do aldicarbe resultou no transporte de resíduos até o lençol freático, e daí a poços

e minas d'água, conforme observado em várias regiões dos Estados Unidos (Zake et al., 1982; Jones, 1987). Tal constatação resultou na proibição do uso do aldicarbe em alguns estados desse país (Jones, 1987).

No Brasil, Piffer & Rigitano (1991) conduziram um estudo, em condições de campo, sobre o destino do aldicarbe em dois solos da região de Lavras-MG. Os autores observaram uma intensa lixiviação dos resíduos de aldicarbe nos solos. Contudo, uma vez que o estudo envolveu a introdução de tubos de PVC nos solos, tubos esses com apenas 50 cm de comprimento, a lixiviação dos resíduos abaixo de 50 cm não pode ser adequadamente avaliada. Ainda no Brasil, Rigitano & Gouvêa (1995) conduziram um estudo de monitoramento de resíduos de aldicarbe na bacia hidrográfica do córrego Cambui, em Maria da Fé-MG. Esses autores encontraram resíduos de aldicarbe em concentrações de até 5 µg/L na água coletada dos drenos de uma área de cultivo de batata, caracterizada por solo de várzea, onde o composto foi aplicado.

#### 2.4 Degradação e lixiviação do triadimenol em solos

O triadimenol é um fungicida sistêmico e, portanto, capaz de penetrar as raízes das plantas e ser translocado até as folhas, junto à corrente transpiratória, através dos vasos do xilema. Assim, o composto é também comercializado em formulação granulada, para aplicação no solo, sendo largamente utilizado em culturas do cafeeiro, para o controle do fungo *Hemileia vastatrix*, causador da “ferrugem” das folhas.

A fórmula estrutural da molécula do triadimenol [ 1-(4-clorofenoxi)-3,3-dimetil-1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)2-butanol] é mostrada na Figura 2.



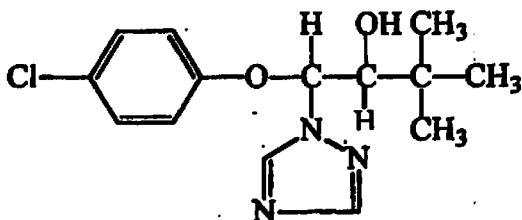


FIGURA 2. Estrutura química do triadimenol

Por apresentar dois carbonos quirais, o triadimenol possui dois pares de enantiômeros: 1R2S/1S2R e 1R2R/1S2S. O isômero 1S2R possui atividade fungicida muito maior que os demais. Os enantiômeros 1R2S e 1S2R são referidas como triadimenol A e aqueles 1R2R e 1S2S como triadimenol B. O produto comercial contém uma mistura dos isômeros, na proporção de 4:4:1:1, para 1R2S, 1S2R, 1R2R e 1S2S, respectivamente (Deas, 1986).

A toxicidade aguda do triadimenol a mamíferos é relativamente baixa, com valor de  $DL_{50}$  para ratos em torno de 950 mg/kg de peso corpóreo. Sua toxicidade a peixes é moderada, com valor de  $CL_{50}$  (concentração do composto na água capaz de provocar a morte de 50% dos indivíduos) em torno de 23,5 mg/L para trutas (Worthing, 1983). O triadimenol é moderadamente tóxico a invertebrados aquáticos (Clive, 1995).

São poucos os trabalhos publicados sobre a degradação e lixiviação do triadimenol em solos. Bromilow et al. (1999a) observaram, em condições de laboratório, que a degradação do triadimenol em amostras de solos da Inglaterra seguiu uma cinética de primeira ordem, com valores de meia-vida, a 18°C, de 363 dias para um solo com 1,4% de carbono orgânico e 624 dias para um solo com 0,9% de carbono orgânico. Em condições de campo, Bromilow et al. (1999b) observaram, no primeiro ano após a aplicação que, as taxas de degradação do triadimenol nos mesmos solos foram semelhantes àquelas

observadas no laboratório. Durante o segundo ano, os autores observaram uma aceleração na degradação do triadimenol, indicando, segundo os autores, que a taxa de degradação é aumentada a partir de uma concentração crítica do composto e/ou as condições de campo favorecem a população microbiana capaz de degradar o composto. Carvalho (2000) investigou a degradação do triadimenol em solos representativos da região de Lavras-MG, em condições de laboratório a 25°C, tendo constatado valores de meia-vida de 169, 220 e 294 dias, em material do horizonte A dos solos Podzólico Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Roxo. Em materiais de horizonte B, as taxas de degradação foram tão baixas que os valores de meia-vida não puderam ser estimados adequadamente. Esses resultados mostraram que a degradação do triadimenol é bastante lenta também em solos tropicais.

O triadimenol é um composto bastante lipofílico, com  $\log K_{ow} = 3,2$  (Bromilow et al., 1999b). Assim, conforme visto anteriormente, esse composto é esperado apresentar valores de  $K_d$  relativamente altos em solos com elevado teor de matéria orgânica. De fato, Gao et al. (1998) observaram um valor de  $K_d$  igual a 7,6 em amostras de sedimentos com 7,2% de matéria orgânica. Os autores observaram ainda, que após a remoção da matéria orgânica, houve uma queda considerável na quantidade do composto adsorvido no sedimento, confirmando ser a matéria orgânica um fator crítico no processo de adsorção.

Carvalho (2000) observou valores de  $K_d$  do triadimenol entre 0,8 e 3,5 em materiais dos horizontes A e B de três classes de solo da região de Lavras-MG. Esse autor investigou também as isotermas de sorção e dessorção do triadimenol em material do horizonte A do solo Podzólico Vermelho Amarelo, as quais revelaram-se lineares para a faixa de concentrações de 1 a 20 µg/ml. Os valores de  $K_d$  obtidos revelaram-se muito próximos àqueles estimados com base nas equações de Briggs (1981), que correlacionam o valor de  $K_d$  com a

polaridade do composto ( $\log K_{ow}$ ) e o teor de matéria orgânica do solo. Tal observação veio a confirmar, segundo o autor, que a sorção do triadimenol é basicamente um processo de partição do composto entre a solução aquosa e a matéria orgânica do solo. Ainda, segundo Carvalho (2000), apesar dos valores de  $K_d$  do composto nos materiais do horizonte A dos solos estudados terem se revelado relativamente altos (acima de 3,0), a lenta degradação do composto, conforme verificada naqueles solos, pode resultar em apreciável lixiviação do composto em condições de campo.

Petrovic et al. (1994) investigaram a lixiviação do triadimenol em lisímetros, com 37 cm de profundidade, contendo material de solo arenoso com baixo teor de matéria orgânica. A aplicação do triadimefon, que no solo é reduzido a triadimenol, no início do mês de setembro, resultou na presença de triadimenol no lixiviado até o mês de junho do ano seguinte.

Em solos brasileiros, Matrangolo (1999) investigou a lixiviação do triadimenol em colunas de 5 e 10 cm de material de solo desestruturado, coletado da camada superficial de um solo da região de Viçosa-MG. O autor não observou a presença do triadimenol na água percolada nas colunas de 10 cm, tendo concluído que a lixiviação do composto em solos é muito baixa, não colocando em risco a contaminação do lençol freático daquele solo, em condições de campo. Contudo, a quantidade de chuva simulada por esse autor foi de apenas 60 mm. Em vista dos índices anuais de precipitação pluviométrica serem muito maiores em nossas condições e, em vista da alta estabilidade do triadimenol em solos, conforme anteriormente descrito, fica clara a possibilidade de lixiviação do composto a maiores profundidades. Em face do exposto, é grande a necessidade de estudos mais detalhados sobre a lixiviação desse composto em nossos solos.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Lisímetros

A lixiviação dos compostos Aldicarbe e triadimenol em solos, foi investigada em lisímetros do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Foram utilizadas colunas contendo material de solo das classes Latossolo Vermelho Acriférico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférico Típico (LA). As colunas de solo foram obtidas em 1983, de solos localizados no campus da UFLA, usando-se a metodologia descrita por Souza (1983). Tais colunas de solos foram coletadas em cilindros de aço de 1,0 m de diâmetro com 0,45; 0,90 e 1,80 m de profundidade, mantendo-se a estrutura original dos solos. A base de cada lisímetro, foi conectada por tubo de aço para coleta da água percolada. A Figura 3 mostra uma vista parcial da bateria de lisímetros do Departamento de Ciência do Solo-UFLA.

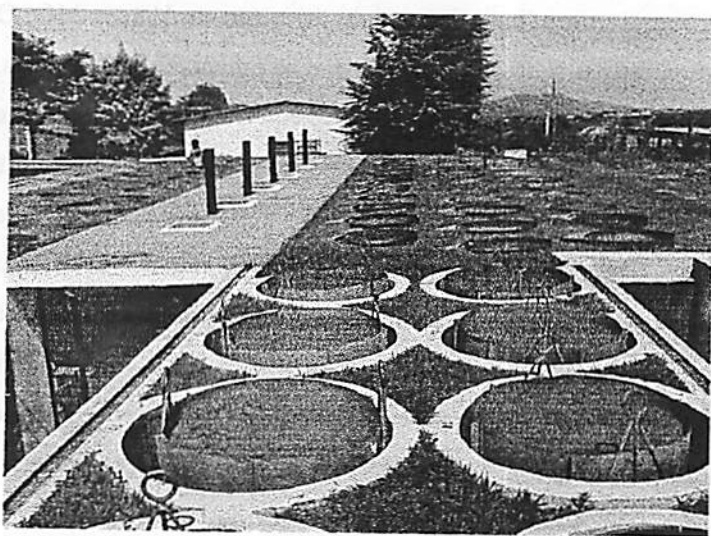


FIGURA 3. Vista parcial da bateria de lisímetros do Departamento de Ciência do solo da UFLA .

### 3.2 Propriedades físico-químicas dos solos

Algumas das propriedades físico-químicas dos solos estudados, determinadas por ocasião da coleta das unidades de solo, são mostradas na Tabela 1. Na Tabela 2 também encontram-se os resultados de determinações recentes do teor de carbono total e do pH. Tais análises recentes foram feitas em amostras representativas da camada de 0 a 20 cm de profundidade, coletadas diretamente dos lisímetros. O teor de carbono nessas amostras foi determinado pela técnica de combustão total, utilizando-se um analisador de carbono Tecmar-Dohrmann, modelo DC-190.

TABELA 1. Composição granulométrica, teores de carbono, matéria orgânica, óxido de ferro, e valores de pH do Latossolo Vermelho Acriférico Típico (LV) e do Latossolo Amarelo Distroférico Típico (LA), de acordo com Souza (1983).

Solo	Profundidade (cm)	Composição Granulométrica (% TFSA)			C g.kg <sup>-1</sup>	MO * g.kg <sup>-1</sup>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl
		Areia	Silte	Argila					
LV	0-8	9,40	23,60	67,00	2,43	4,19	26,3	5,2	5,7
	8-52	8,20	23,80	68,00	0,76	1,31	28,6	5,0	5,2
	52-100	7,51	20,00	72,40	0,64	1,10	28,8	5,9	5,3
	100-215	9,40	21,60	69,00	0,63	1,08	28,5	6,2	5,6
LA	0-40	36,00	4,80	59,20	1,85	3,18	8,2	4,2	5,3
	40-70	26,00	2,80	71,20	0,62	1,07	9,8	4,2	5,1
	70-93	32,00	4,80	63,20	0,48	0,83	9,5	4,5	5,1
	93-190	32,00	6,80	61,20	0,48	0,83	9,8	4,7	5,6

\* MO = C x 1,724

TABELA 2. Teores de carbono, matéria orgânica e valores de pH na camada de 0 a 20 cm das colunas de Latossolo Vermelho Acriférrico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférrico Típico (LA).

Solo	Lisímetros	C	MO	pH	pH
		g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1*</sup>	H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>
	37 (0,45m)	1,32	2,27	5,59	4,93
	34 (0,45m)	1,31	2,25	5,62	4,99
	40 (0,45m)	1,22	2,10	5,39	4,64
<b>Latossolo</b>	43 (0,45m)	1,35	2,33	5,79	4,97
<b>Vermelho</b>	13 (0,90m)	1,46	2,51	4,69	4,24
<b>Acriférrico</b>	16 (0,90m)	1,27	2,19	5,41	4,74
<b>Típico</b>	19 (0,90m)	1,34	2,31	5,23	4,72
<b>(LV)</b>	22 (0,90m)	1,21	2,08	5,15	4,63
	25 (0,90m)	1,27	2,19	4,95	4,59
	31 (0,90m)	1,49	2,57	5,05	4,47
	7 (1,80m)	1,41	2,43	4,58	4,26
	10 (1,80m)	1,29	2,22	4,92	4,56
	35 (0,45m)	1,19	2,05	6,38	5,51
	38 (0,45m)	1,17	2,02	6,22	5,45
	41 (0,45m)	0,95	1,64	6,17	5,56
<b>Latossolo</b>	44 (0,45m)	0,92	1,58	6,01	5,52
<b>Amarelo</b>	14 (0,90m)	1,21	2,08	5,61	5,50
<b>Distroférrico</b>	17 (0,90m)	1,05	1,81	5,81	5,39
<b>Típico</b>	20 (0,90m)	1,28	2,21	6,06	5,97
<b>(LA)</b>	23 (0,90m)	1,28	2,21	5,28	4,85
	29 (0,90m)	1,17	2,02	5,38	5,43
	53 (0,90m)	0,97	1,67	5,52	5,04
	8 (1,80m)	0,96	1,65	5,27	4,91
	11 (1,80m)	1,08	1,86	5,43	5,28

\*MO = C x 1,724

### **3.3 Determinação da condutividade hidráulica saturada dos solos.**

Para a implantação do experimento, as colunas de solo foram submetidas a medições de sua condutividade hidráulica saturada. As medições foram realizadas com o Permeâmetro de Ghelph, sendo utilizadas colunas de água de 5 e 10 cm, cada qual com três repetições.

### **3.4 Instalação do experimento.**

A aplicação dos pesticidas foi feita no início do período chuvoso na região de Lavras-MG em 03 de novembro de 2000. Foram utilizados os produtos comerciais Temik 150<sup>®</sup> (150g de aldicarbe/kg) e Photon 60<sup>®</sup> (60g de triadimenol/kg), os quais são formulados em grânulos para a aplicação no solo. Em cada coluna foram aplicados 14 g de uma ou outra formulação, quantidade essa estabelecida com base nas recomendações feitas pelos fabricantes, para cafeeiros adultos, assumindo-se a área do lisímetro equivalente a uma cova de cafeeiro. Por ocasião da aplicação, procedeu-se a remoção da vegetação nas colunas, as quais foram mantidas sem a vegetação durante todo o experimento. Os produtos foram aplicados simulando-se uma aplicação com matraca, tendo sido incorporados a 5 cm de profundidade, em sete pontos (2 g/ponto) como mostra a Figura 4. Devido a restrições impostas pelo número de lisímetros disponíveis, foram conduzidas 2 repetições para a profundidade de 0,45 m e 3 repetições para a profundidade de 0,90 m, no caso dos lisímetros com 1,80 m, estes foram utilizados apenas para o aldicarbe (Temik 150<sup>®</sup>), em duas repetições para cada solo.

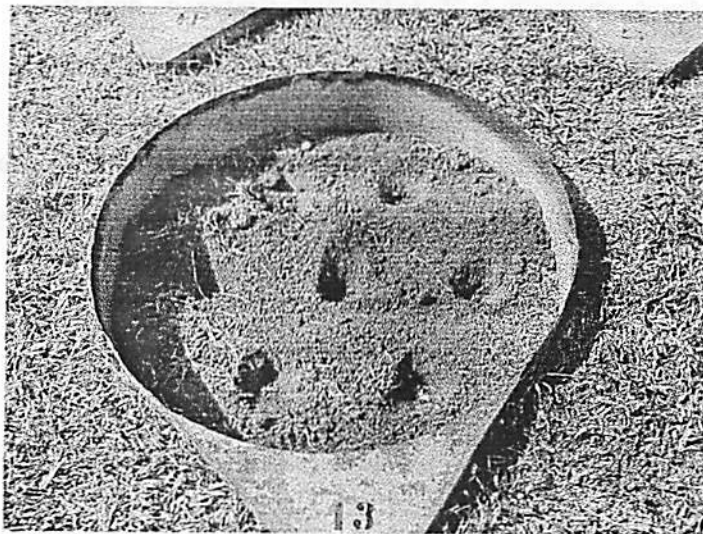


FIGURA 4. Detalhe da aplicação dos compostos nos lisímetros.

A água percolada nos lisímetros foi coletada em recipientes de aço inox (Figura 5), com 10 ou 15 L de capacidade, acoplados à tubulação proveniente dos lisímetros. Por ocasião das coletas, o volume de água percolada foi medido, e uma amostra (500 mL) foi separada para análise.

Devido ao grande volume de água percolada nos lisímetros, especialmente após chuvas intensas, e devido a limitações de infra-estrutura laboratorial, não foram separadas para a análise as amostras de todas as coletas de água. Por outro lado, foram analisadas amostras coletadas até o final do período chuvoso, por volta de 150 dias após a aplicação. Por volta dos 190 dias após a aplicação, procedeu-se a adição diária de 15 L de água a alguns lisímetros, durante cerca de 3 semanas; o volume de água percolada nesses lisímetros foi diariamente medido e, a intervalos de 2 ou 3 dias, uma amostra foi coletada para análise de resíduos.



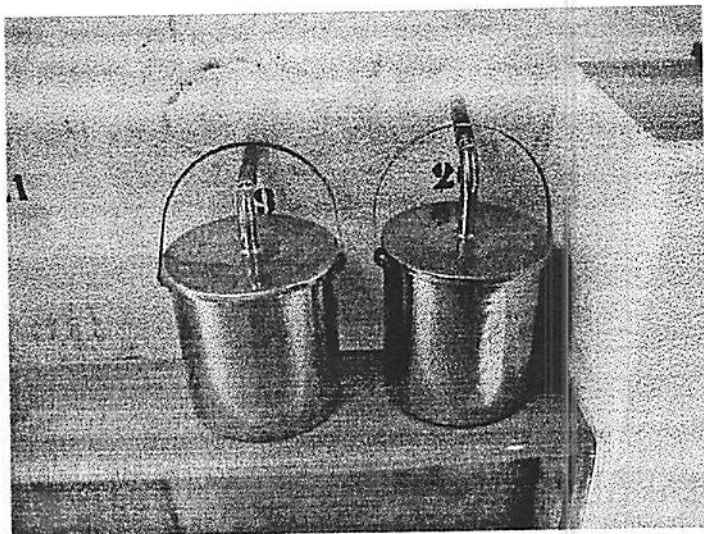


FIGURA 5. Recipientes de coleta da água percolada nos lisímetros.

### 3.5 Procedimentos analíticos

#### 3.5.1 Aldicarbe

A metodologia utilizada para a determinação da concentração de aldicarbe nas amostras de água foi baseada naquela adaptada por Piffer (1989), a partir de metodologias desenvolvidas por outros autores. De acordo com essa metodologia, o aldicarbe e seus produtos de oxidação tóxicos (sulfóxido e sulfona de aldicarbe) são conjuntamente determinados na forma de sulfona de aldicarbe. Os resíduos de aldicarbe assim determinados referem-se a soma do composto original e desses produtos de oxidação. Para a extração dos resíduos foi separada uma subamostra de 100 mL, a qual foi submetida à extração do resíduos em funil de separação, através de 3 partições sucessivas,

com 50 mL de diclorometano, passando-se as fases orgânicas em cerca de 20 g de sulfato de sódio anidro. Após eliminação do diclorometano em rotavapor, com banho a 45°C, os resíduos foram submetidos à oxidação, em solução (2 mL) de ácido peracético a 2% em acetato de etila, por cerca de 3 horas. A seguir o ácido peracético foi eliminado através de fluxo de ar proveniente de uma bomba pneumática, sendo os resíduos transferidos, em acetona, para tubos de centrífuga graduados, ajustando-se o volume final para 2 mL.

Para a determinação quantitativa dos resíduos utilizou-se um cromatógrafo a gás, modelo CG-370, operando com detector fotométrico de chama e filtro de enxofre (394 nm). Utilizou-se uma coluna do tipo empacotada, de vidro (1,80 m de comprimento e 2 mm de diâmetro interno), contendo 5% de SP-1000 em supelcoport 100/120. Os fluxos do gás de arraste ( $N_2$ ) e dos gases da chama ( $H_2$  e ar sintético) foram 52, 170 e 240 mL/min, respectivamente. As temperaturas utilizadas para o vaporizador, coluna e detector foram 240°C, 236°C e 240°C, respectivamente. Nessas condições, o tempo de retenção do sulfona de aldicarbe foi de 2 minutos e 31 segundos. A quantificação do sulfona de aldicarbe foi realizada através da comparação das alturas dos picos nas amostras com a curva de calibração, a qual foi obtida injetando-se quantidades de 2 a 50 ng, mantidos os volumes de injeção em 2  $\mu$ L. O padrão analítico utilizado foi obtido junto à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, tendo especificação de pureza acima de 99%.

Para certificação da eficiência do método analítico foram feitas análises de amostras de água fortificadas com aldicarbe, sulfóxido e sulfona de aldicarbe, nas concentrações 0,05; 0,5 e 5,0 mg/L para os três compostos, sendo os padrões analíticos de aldicarbe e seu sulfóxido obtidos também junto à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, tendo especificação de pureza acima de 98%.

Excepcionalmente, algumas subamostras de água foram submetidas à análise individual do aldicarbe e seus produtos de oxidação. Para essas análises, utilizou-se uma metodologia alternativa, também adaptada por Piffer (1989), por meio da qual os compostos são separados em placas de cromatografia de camada delgada contendo sílica gel 60 GF<sub>254</sub>, anteriormente à sua oxidação a sulfona de aldicarbe. Após a extração dos resíduos e eliminação do diclorometano no rotavapor, os resíduos foram transferidos, com auxílio de pipeta de Pasteur e pequenos volumes de acetona, ao longo de uma linha a 3 cm da base da cromatoplaça (20 x 10 cm). Para a identificação da banda dos compostos na placa, aplicou-se uma solução cetônica do aldicarbe, sulfóxido de aldicarbe e oxamil nas margens da placa, sendo esse último utilizado para visualização da banda do aldicarbe sulfona (fatores de retenção muito próximos), já que este não é sensível a luz ultravioleta. Como sistema de solventes, utilizou-se uma mistura de éter etílico e acetona, na proporção 4:1. Após a corrida do solvente e identificação das bandas de cada composto, essas foram transferidas a um funil de vidro contendo algodão no fundo. Os resíduos foram então removidos da sílica em acetona, a qual foi posteriormente eliminada no rotavapor. A seguir procedeu-se a oxidação dos resíduos provenientes das bandas de aldicarbe e sulfóxido de aldicarbe, conforme descrito anteriormente. Essa oxidação faz-se necessária porque o detector fotométrico de chama é pouco sensível a aldicarbe e seu sulfóxido e, portanto, esses são determinados na forma de sulfona de aldicarbe. A análise individual dos resíduos de aldicarbe não foi realizada na maioria das amostras em razão do elevado consumo de tempo em análises desse tipo e do elevado número de amostras geradas no experimento.

### 3.5.2 Triadimenol

A metodologia utilizada para a determinação do triadimenol nas amostras de água foi baseada naquela adaptada por Carvalho (2000), a partir de metodologias desenvolvidas por outros autores. De cada amostra de água foi separada uma subamostra de 100 mL, que foi submetida à extração dos resíduos, em funil de separação, através de 3 partições sucessivas com 50 mL de diclorometano, passando-se as fases orgânicas em cerca de 20 g de sulfato de sódio anidro. Após eliminação do diclorometano em rotavapor, com banho a 45°C, os resíduos foram transferidos, em acetona, para tubos de centrifuga graduados, ajustando-se o volume final para 2 mL.

Na maioria das amostras, os extratos assim obtidos mostraram-se suficientemente livres de impurezas para sua determinação quantitativa por cromatografia gás-líquido. No entanto, algumas poucas amostras apresentaram níveis excessivos de impurezas interferentes. Nesse caso, confirmada a interferência, as amostras foram submetidas à limpeza dos interferentes, através de cromatografia de camada delgada, em sílica gel 60 GF<sub>254</sub>, seguindo-se metodologia adaptada por Carvalho (2000). Assim, após a eliminação da acetona em rotavapor, os resíduos foram aplicados, em pequenos volumes com auxílio de uma pipeta de Pasteur, ao longo de uma linha a 3 cm da base da placa de cromatografia (20 x 10 cm). O sistema de solventes usados como fase móvel foi uma mistura de acetona e diclorometano (1:7). Para a identificação da banda do triadimenol na placa, aplicou-se um pequeno volume de uma solução cetônica do composto nas margens da placa. Após a corrida do solvente e a visualização sob luz ultravioleta (248 nm), a banda de sílica correspondente ao triadimenol na amostra foi transferida a um funil de vidro contendo algodão no fundo. Os resíduos foram então removidos da sílica com acetona, a qual foi posteriormente eliminada no rotavapor; a seguir, os

resíduos foram transferidos, em acetona, para tubo graduado, ajustando-se o volume final para 2 mL.

A determinação quantitativa do triadimenol foi feita em cromatógrafo a gás CG-370, fabricado pela CG Equipamentos Científicos Ltda., operando com detector de captura de elétrons ( $\text{Ni}^{63}$ ). Utilizou-se uma coluna tipo empacotada, de vidro (1,80 m de comprimento e 2 mm de diâmetro interno), contendo 5% de OV-101 em chromosorb W-HP 80/100. Como gás de arraste, foi utilizado o nitrogênio, com fluxo de 52 mL/min e os gases de chama  $\text{H}_2$  e ar. As temperaturas de trabalho do vaporizador, coluna e detector foram 240°C, 236°C e 260°C, respectivamente. Nessas condições, o tempo de retenção do triadimenol foi 2 minutos e 12 segundos, com o pico obtido correspondendo aos dois diastereoisômeros do composto, uma vez que estes não são separados na coluna utilizada. O padrão analítico do triadimenol utilizado nas análises foi fornecido pela Bayer S. A., tendo especificação de pureza de 97,4%.

Para certificação da eficiência do método analítico utilizado nas determinações do triadimenol, as amostras de água foram fortificadas com o composto nas concentrações 0,05; 0,5 e 5,0 mg/L, sendo subsequenteamente analisadas conforme descrito anteriormente.

### 3.6 Estimativa da quantidade total de resíduos percolados

Para a estimativa da quantidade total de resíduos percolados em cada coluna, calculou-se, inicialmente, a quantidade percolada em cada coleta de água, com base na concentração de resíduos na subamostra (100 mL) analisada e no volume de água da respectiva coleta. Conforme mencionado anteriormente, nem todas as coletas de água tiveram uma subamostra de 100 mL separada para análise. A concentração dos resíduos nessa coletas foi estimada calculando-se a média das concentrações encontradas nas coletas

mais próximas, antes e depois daquelas não analisadas. A quantidade total de resíduos percolados em cada lisímetro pode ser então estimada, sendo os resultados expressos em termos de percentagem da quantidade aplicada de ingrediente ativo. Como os resíduos de aldicarbe foram determinados na forma de sulfona de aldicarbe, para o cálculo dessa percentagem levou-se em consideração a diferença entre os pesos moleculares do aldicarbe e do sulfona de aldicarbe.

### **3.7 Análises dos produtos comerciais Temik® 150 e Photon® 60 GR**

Para certificação do teor de ingrediente ativo nas formulações do Temik® 150 e Photon® 60 GR, duas amostras (10 g) de cada formulação foram submetidas à extração do ingrediente ativo, usando-se acetona (100 mL) como solvente extrator em mesa agitadora durante uma hora. Após decantação dos resíduos sólidos, retirou-se uma alíquota de 1 mL da solução cetônica, a qual, no caso do triadimenol, foi apropriadamente diluída e analisada por cromatografia gás-líquido. No caso do aldicarbe, a acetona foi evaporada e o aldicarbe foi submetido à oxidação, em 1 ml de solução de ácido peracético a 2% em acetato de etila, por 3 horas. Após a eliminação da solução oxidante, através de fluxo de ar, os resíduos foram dissolvidos em acetona e determinados por cromatografia gás-líquido, conforme descrito anteriormente. Como o aldicarbe foi determinado na forma sulfona de aldicarbe, o cálculo de teor de ingrediente ativo foi feito considerando-se as diferenças nos pesos moleculares do aldicarbe e sulfona de aldicarbe.

### **3.8 Dados climatológicos**

Os dados diários de precipitação pluviométrica e temperatura do ar, durante todo o período experimental, são mostrados no Anexo A. Tais dados foram obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Lavras, localizada a cerca de 40 metros do local onde encontram-se os lisímetros.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Condutividade hidráulica saturada dos solos

Os resultados obtidos nas medições da condutividade hidráulica saturada dos solos contidos nos diferentes lisímetros são mostrados nas Tabelas 3 e 4. Foi constatada grande variação entre os valores obtidos para os diferentes lisímetros do mesmo solo, especialmente no caso do LV. Os valores médios obtidos para os solos LV e LA foram 125 e 85 mm/h, indicando uma condutividade hidráulica maior no LV, o que se deve a sua estrutura mais granular, comparativamente ao LA (Souza, 1983).

TABELA 3. Valores de condutividade hidráulica saturada dos materiais de solo nos lisímetros tratados com aldicarbe (Temik® 150).

Solo	Profundidade (m)	Nº do lisímetro	Condutividade (mm/h)
LV	0,45	37	194,6
	0,45	43	118,4
	0,90	19	109,7
	0,90	25	177,2
	0,90	31	85,4
	1,80	7	88,4
	1,80	10	78,7
LA	0,45	38	113,8
	0,45	44	29,2
	0,90	14	56,2
	0,90	17	80,6
	0,90	23	194,6
	1,80	8	72,9
	1,80	11	40,6

**TABELA 4. Valores de condutividade hidráulica saturada dos materiais de solo nos lisímetros tratados com triadimenol(Photon® 60GR).**

Solo	Profundidade (m)	Nº do lisímetro	Condutividade (mm/h)
LV	0,45	34	194,6
	0,45	40	111,6
	0,90	13	105,3
	0,90	16	81,6
	0,90	22	169,4
LA	0,45	35	96,6
	0,45	41	64,5
	0,90	20	57,3
	0,90	29	194,6
	0,90	53	77,8

#### 4.2 Eficiência dos métodos analíticos

Os resultados dos testes de recuperação do aldicarbe, sulfóxido de aldicarbe e sulfona de aldicarbe, em amostras de água fortificadas com cada composto são mostrados na Tabela 5. Os valores de recuperação encontrados foram acima de 86%, confirmando a eficiência do método analítico utilizado.



**TABELA 5. Percentagem de recuperação de Aldicarbe, sulfóxido de Aldicarbe e sulfona de Aldicarbe em amostras de água fortificadas com diferentes concentrações dos compostos em valores referentes à média de duas repetições.**

<b>Composto</b>	<b>Concentração(mg/L)</b>	<b>% de Recuperação</b>
Aldicarbe	0,05	103,4
	0,50	94,2
	5,00	95,7
Sulfóxido de Aldicarbe	0,05	86,4
	0,50	89,5
	5,00	90,6
Sulfona de Aldicarbe	0,05	93,7
	0,50	88,0
	5,00	90,2

Devido à falta de conhecimento sobre a proporção desses compostos nas amostras provenientes dos lisímetros, os teores de resíduos encontrados nessas não foram corrigidos de acordo com a percentagem de recuperação. Com base nos cromatogramas obtidos nesses testes de recuperação, o limite mínimo de determinação dos resíduos de Aldicarbe em amostras de água, através da metodologia utilizada, foi estimado em 0,01 mg/L.

Os resultados obtidos nos testes de recuperação do triadimenol mostraram valores médios de recuperação de 98,2; 94,0 e 95,7%, para as concentrações 0,05; 0,5 e 5,0 mg/L, respectivamente. Uma vez que os resultados mostraram uma eficiência próxima a 100%, os resultados obtidos nas análises das amostras de água provenientes dos lisímetros não foram

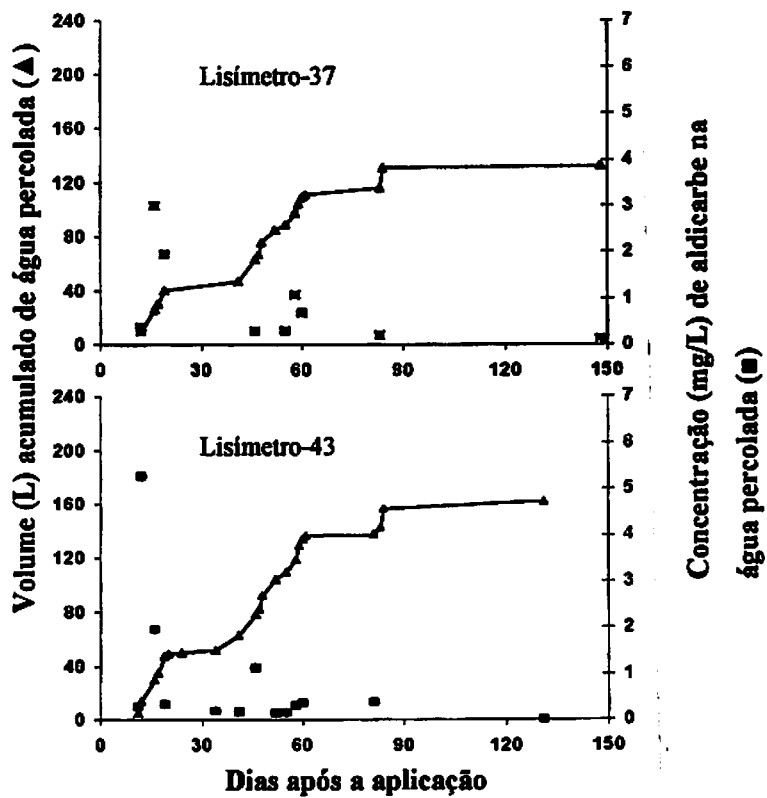
corrigidos. O limite mínimo de determinação do triadimenol em amostras de água, através da metodologia utilizada, foi estimado em 0,01 mg/L.

#### **4.3 Teor de ingrediente ativo nas formulações**

As análises das amostras das formulações de Temik 150<sup>®</sup> e Photon 60<sup>®</sup> revelaram teores médios de 146 e 62 g de ingrediente ativo por kg, respectivamente, valores esses muito próximos daqueles especificados pelos fabricantes. Sendo assim, para os cálculos das quantidades totais de resíduos percolados nos diferentes lisímetros, em relação a quantidade aplicada do composto, foram considerados os teores de ingrediente ativo especificados nas formulações.

#### **4.4 Lixiviação do aldicarbe nos solos**

As concentrações de resíduos de aldicarbe nas amostras de água percolada nos lisímetros de 0,45 m são mostradas nas Figuras 6 e 7 e no Anexo B. O termo resíduos de aldicarbe refere-se a soma do composto original e seus produtos de oxidação tóxicos (sulfóxido e sulfona de aldicarbe), os quais foram conjuntamente determinados. Para os dois solos estudados, foram encontrados resíduos já nas primeiras amostras de água percolada e em concentrações muito maiores do que nas coletas subsequentes.



**FIGURA 6.** Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,45 m do Latossolo Vermelho Acriférico Típico.

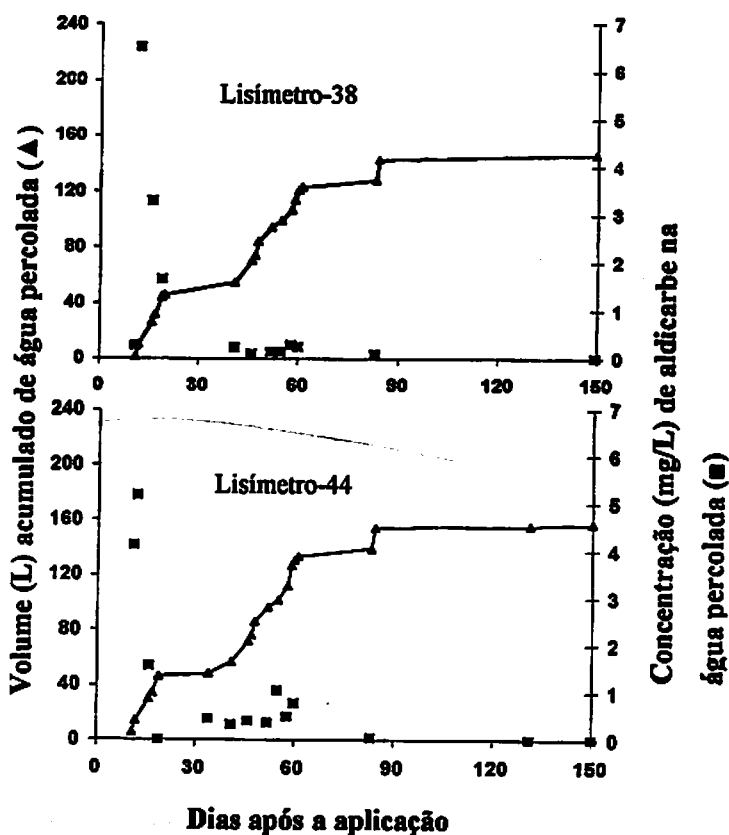


FIGURA 7. Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,45 m do Latossolo Amarelo Distroférico Típico.

Esses resultados indicam que parte do aldicarbe aplicado nos lisímetros foi inicialmente lixiviada rapidamente, numa condição de não-equilíbrio, ou seja, essa parte teria sido liberada dos grânulos após as primeiras chuvas, sendo subsequente e rapidamente arrastada pela água, através dos macroporos dos solos; tal arraste teria sido rápido devido ao tempo insuficiente para a completa interação dos resíduos com os colóides do solo. A

lixiviação dos resíduos de Aldicarbe nas duas repetições de cada solo foi semelhante e não foram observadas diferenças marcantes entre os dois solos estudados. A partir dos 130 dias após a aplicação não foram mais detectados resíduos nas amostras de água percolada, ou foram detectados em concentrações muito baixas. As quantidades totais estimadas de resíduos percolados nos lisímetros de 0,45 m de ambos os solos foram muito baixas em relação à dose aplicada de Aldicarbe (4,9% para o Latossolo Vermelho Acriférico Típico e 5,9% para o Latossolo Amarelo Distroférico Típico). A adição de aproximadamente 200 L de água a um dos lisímetros de cada solo, após o período de 190 dias desde a aplicação, não resultou na remoção de quantidades adicionais de resíduos. Tais resultados mostraram que a lixiviação dos resíduos de Aldicarbe nos lisímetros de ambos os solos foi marcadamente restringida pela elevada taxa de degradação dos resíduos nos solos.

Piffer (1989) investigou a lixiviação de resíduos de Aldicarbe em Latossolo Roxo da região de Lavras-MG, durante o período chuvoso, tendo estimado um transporte de resíduos em torno de 16% da dose aplicada, a profundidade abaixo de 0,50 m. A menor lixiviação observada no presente trabalho é atribuída principalmente à baixa precipitação pluviométrica atípica no verão de 2000/2001 na região de Lavras-MG. O mesmo autor estimou a meia-vida de degradação dos resíduos de Aldicarbe naqueles solos em torno de 20 dias, valor este coerente com a rápida degradação dos resíduos de Aldicarbe observada no presente estudo.

O resultados obtidos nas análises de água coletada nos lisímetros de 0,90 m revelaram uma diferença marcante entre os dois solos estudados (Figuras 8 e 9). Nas colunas do Latossolo Vermelho Acriférico Típico foram detectados resíduos de Aldicarbe em quase todas as amostras; já nas colunas de Latossolo Amarelo Distroférico Típico não foram detectados resíduos em quaisquer das amostras coletadas durante os 150 dias após a aplicação.

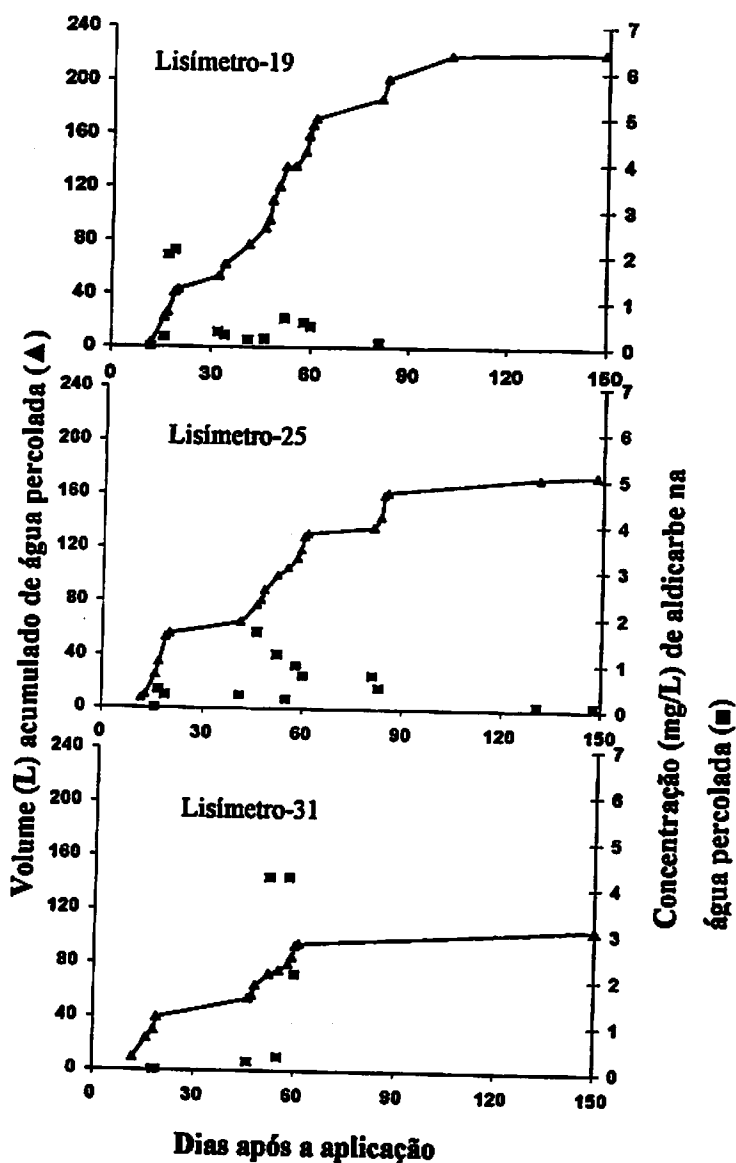
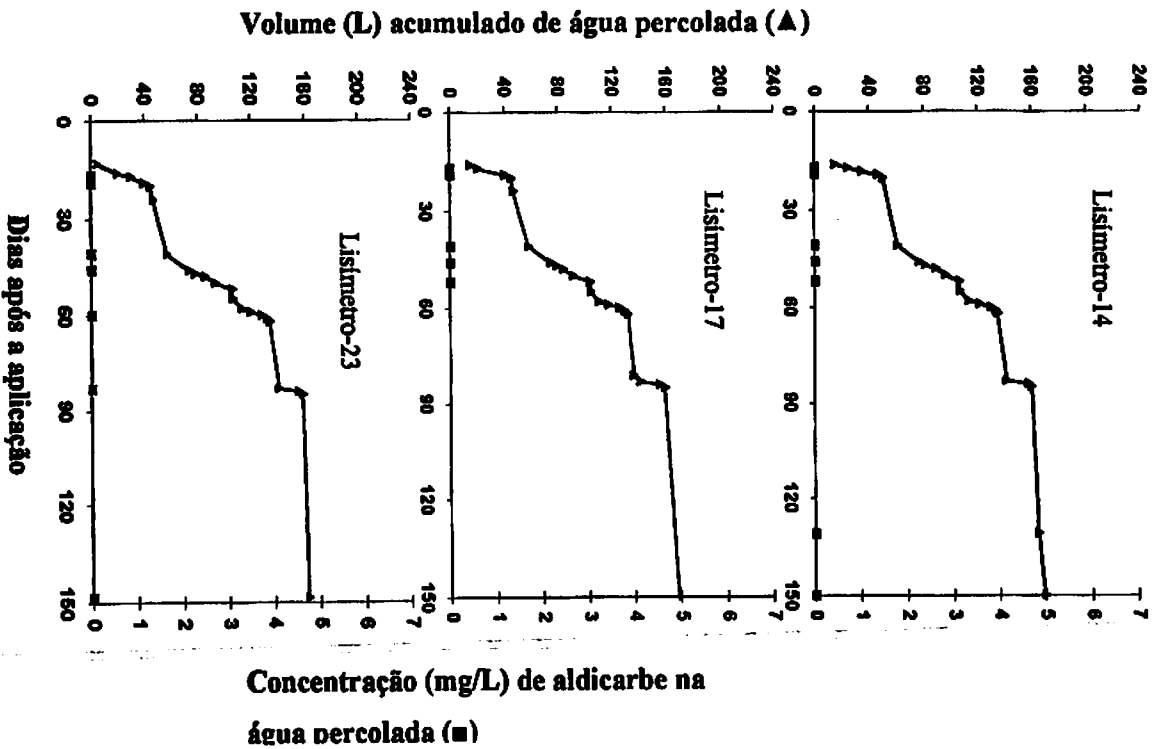


FIGURA 8. Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,90 m do Latossolo Vermelho Acriférico Típico.



**FIGURA 9.** Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,90 m do Latossolo Amarelo Distroférico Típico.

A maior lixiviação dos resíduos de aldicarbe no LV não pode ser atribuída à diferença no teor de matéria orgânica dos solos, pois, conforme evidenciado por outros autores (Helling & Turner, 1968; Briggs, 1981), a sorção de compostos eletricamente neutros, como o aldicarbe, ocorre principalmente na matéria orgânica do solo, e o LV revelou teores de matéria orgânica mais elevados do que no LA (Tabelas 1 e 2). Uma possível explicação para a maior lixiviação do aldicarbe no LV é a maior complexação da matéria orgânica com óxidos de ferro nesse solos, com consequência menor disponibilidade da mesma para interagir com o pesticida. De fato, os teores de óxido de ferro no LV são muito maiores do que no LA e os valores de  $\Delta\text{pH}$  [ $\text{pH}(\text{KCl}) - \text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ ] mostraram-se menos negativos no LV (Tabela 1), indicando que os sítios negativos da matéria orgânica foram mais extensivamente anulados nesse solo, como resultado de maior complexação da mesma com óxidos de ferro.

Alternativamente, a maior lixiviação dos resíduos de aldicarbe no LV pode ter resultado da maior taxa de degradação desses resíduos nesse solo, em relação ao LA. Barbosa & Rigitano (1994) investigaram a taxa de degradação do aldicarbe em diferentes solos da região de Lavras-M.G. e constataram uma taxa de degradação mais de duas vezes menor em amostras do horizonte A de um LV do que naquelas de um LR.

Com relação à condutividade hidráulica dos solos, as medições feitas para as diferentes colunas de 0,90 m (Tabelas 5 e 6) indicaram valores médios semelhantes para os dois solos (123 e 110 mm/h para o LV e LA, respectivamente). Além disso, os padrões de eluição da água efetivamente observados nos lisímetros (Figuras 5 e 6) não revelaram diferenças marcantes entre os solos.



As quantidades totais estimadas de resíduos percolados nas colunas de 0,90 m do LV, em relação à quantidade aplicada de Aldicarbe, foram próximas às quantidades totais percoladas nas colunas de 0,45 m, indicando que a taxa de degradação dos resíduos foi sensivelmente diminuída em profundidades abaixo de 0,45 m. Barbosa & Rigitano (1994) constataram taxas de degradação do Aldicarbe até 2 vezes menores em amostras do horizonte B, em relação àquelas do horizonte A, dos diferentes solos estudados. A adição de 200 L de água a um dos lisímetros de 0,90 m do LV, após o período de 150 dias desde a aplicação, não resultou em remoção de quantidades adicionais de resíduos, indicando uma degradação relativamente rápida dos resíduos de Aldicarbe nos solos e que esta foi limitante à sua lixiviação.

Nos lisímetros de 1,80 m (Figuras 10 e 11) foram detectados resíduos na maioria das amostras de água percolada nos lisímetros do LA e em quantidades maiores do que naqueles do LV, onde foram encontrados apenas traços de resíduos e em apenas um lisímetro. Embora as quantidades totais estimadas de resíduos percolados nas colunas de 1,80 m do LA tenham sido muito baixas (em torno de 1,1% da dose aplicada), as razões da discrepância observada, com relação aos resultados obtidos nas colunas de 0,90 m e 1,80 m dos dois solos, não são claras.

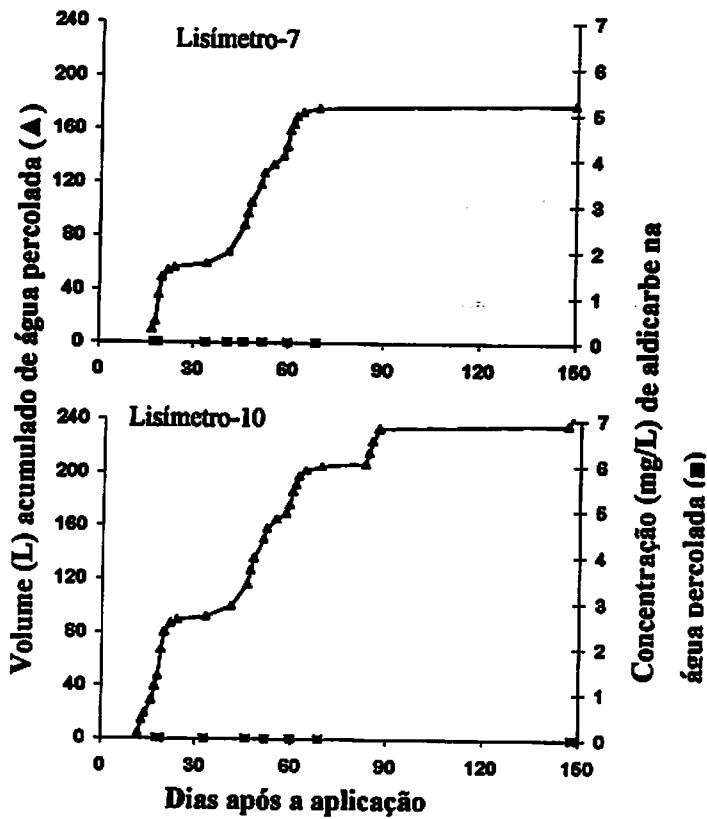


FIGURA 10. Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 1,80 m do Latossolo Vermelho Acriférico Típico.

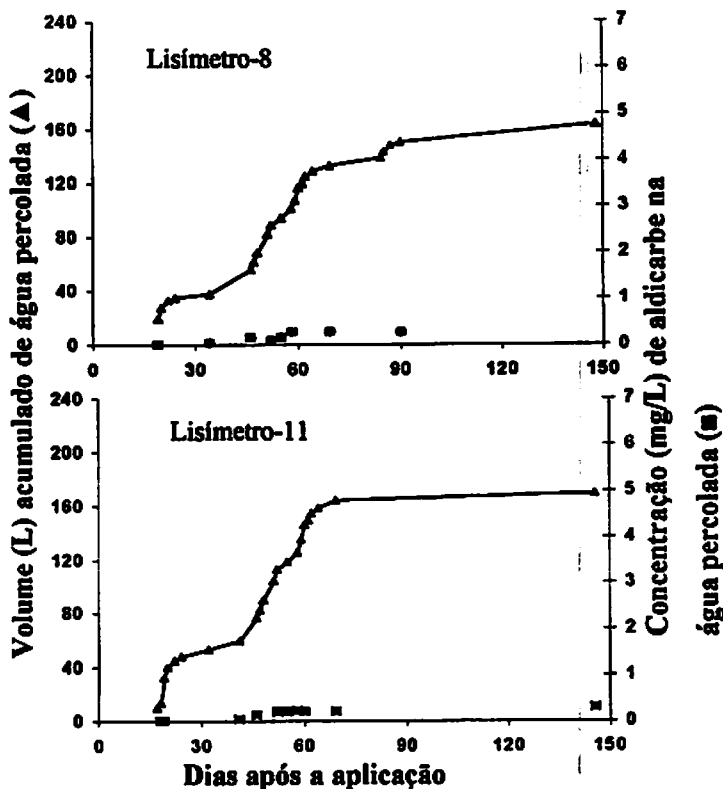


FIGURA 11. Concentração de resíduos de aldicarbe em amostras de água percolada nos lisímetros de 1,80 m do Latossolo Amarelo Distroférico Típico.

Especula-se que nas colunas de 1,80 m do LV possa ter havido um fluxo preferencial da água através de macroporos não existentes nas colunas de 0,90 m do mesmo solo. Nesse caso, a água das primeiras chuvas teria promovido um rápido arraste de parte dos resíduos ao longo do lisímetro, o que é coerente com os resultados obtidos nos lisímetros de 0,45 m e 0,90 m desse solo. Após o arraste inicial, teria ocorrido uma interação mais completa dos resíduos com os colóides do solo (penetração no interior dos agregados), ocasionando assim um menor arraste dos resíduos.

Alternativamente, tal fluxo preferencial pode ter havido nas colunas de 1,80 m do LA, sendo que, nesse caso, o arraste dos resíduos promovido pelas primeiras chuvas teria sido em tal intensidade que parte deles foi transportada à profundidades maiores que 0,90 m, chegando eventualmente à profundidade de 1,80 m. É verdade que fluxos preferências podem ter ocorrido nas colunas de 0,90 m, mas esses foram utilizados em três repetições, com resultados consistentes entre elas. De qualquer forma, as quantidades totais de resíduos percolados nos lisímetros de 0,90 m e 1,80 m, em relação à quantidade aplicada de aldicarbe, foram muito baixas nos dois solos e, portanto, pequenas variações nos lisímetros seriam suficientes para a explicação da discrepância observada.

Os resultados obtidos no presente trabalho vêm confirmar o alto potencial de lixiviação dos resíduos de aldicarbe em solos, conforme constatado por outros autores em solos norte-americanos (Jones & Back, 1984; Jones et al., 1986), europeus (Bromilow & Leistra, 1980) e brasileiros (Piffer & Rigitano, 1991). Esse alto potencial de lixiviação tem sido atribuído à rápida oxidação do aldicarbe a sulfóxido e sulfona de aldicarbe em solos e à baixa sorção desses na matéria orgânica do solo, em virtude de sua baixa lipofilicidade (valores de  $\log K_{ow}$  iguais a 1,08, -0,69 e -0,57, para aldicarbe, sulfóxido e sulfona de aldicarbe, respectivamente). Análises complementares de amostras de água coletadas de lisímetros de 0,45 m e 0,90 m (LV) no final de março, usando-se metodologia analítica que permitiu a separação do aldicarbe e seus produtos de oxidação, revelaram resíduos exclusivamente de sulfóxido e sulfona de aldicarbe, confirmando que esses constituem-se na forma predominante de lixiviação de resíduos de aldicarbe em solos.

A alta taxa de degradação dos resíduos de Aldicarbe nos solos aqui estudados restringiu significativamente sua lixiviação, porém, conforme visto anteriormente, quantidades apreciáveis (em torno de 6% da quantidade aplicada) foram lixiviadas a profundidades abaixo de 0,90 m nas colunas do LV. Tal resultado, obtido em condições próximas àquelas de campo, em função da utilização de lisímetros com grandes dimensões e com os solos não-desestruturados, confirma o risco de contaminação da água do lençol freático, e possivelmente de minas e poços de água, em solos com lençol freático próximo à superfície. De fato, resíduos de Aldicarbe foram encontrados em poços e minas d'água dos E.U.A (Zake et al., 1982; Jones, 1987; Domagalski & Dubrovsky, 1992), principalmente em áreas caracterizadas por solos arenosos e pouco profundos. No Brasil, Rigitano & Gouveia (1995) constataram a presença de resíduos de Aldicarbe na água coletada nos drenos em um solo de várzea que recebera a aplicação do Aldicarbe para o cultivo da batatinha. No presente trabalho, os solos estudados são tipicamente profundos, com o lençol freático localizado a vários metros de profundidade. Admitindo-se essa condição, os resultados obtidos neste trabalho permitem inferir que os riscos de contaminação do lençol freático nesses solos, com resíduos de Aldicarbe provenientes da aplicação do produto de acordo com sua recomendação, seriam mínimos ou mesmo desprezíveis. Embora os resultados no presente estudo reflitam condições específicas de solo e clima, tais resultados poderão ser utilizados para a calibração e validação de modelos de simulação da lixiviação de pesticidas em solos, permitindo assim a utilização desses modelos para a análise de risco de contaminação da água do subsolo em outras condições de solo e clima.

#### 4.5 Lixiviação do triadimenol nos solos

Os resultados obtidos nas análises da água percolada nos lisímetros de 0,45 m tratados com triadimenol são mostrados nas Figuras 12 e 13, e no anexo B. Em ambos os solos foram encontrados resíduos de triadimenol já nas primeiras amostras de água percolada, em maiores concentrações coletadas do LA em relação àquelas do LV.

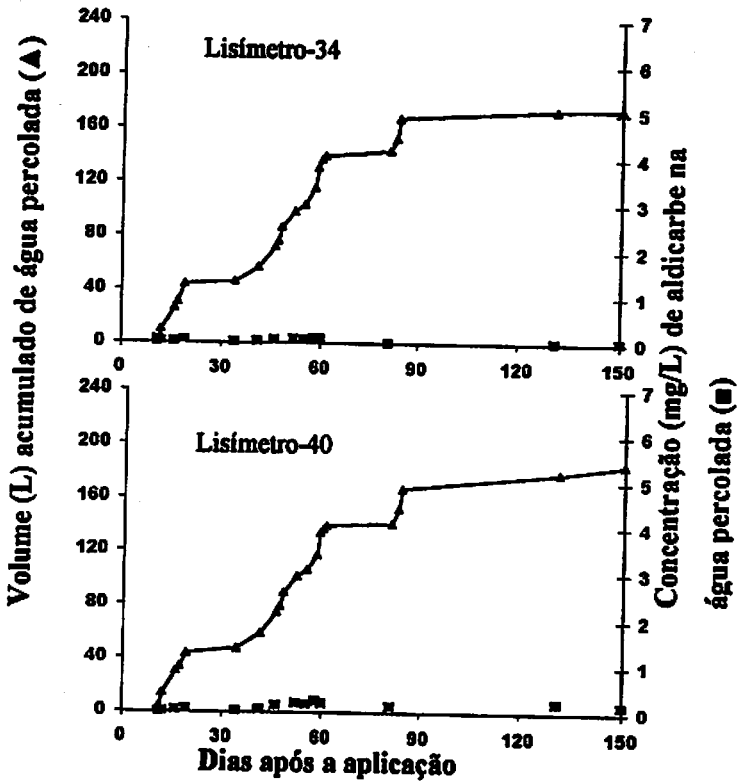


FIGURA 12. Concentração de resíduos de triadimenol em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,45 m do Latossolo Vermelho Acriférico Típico.

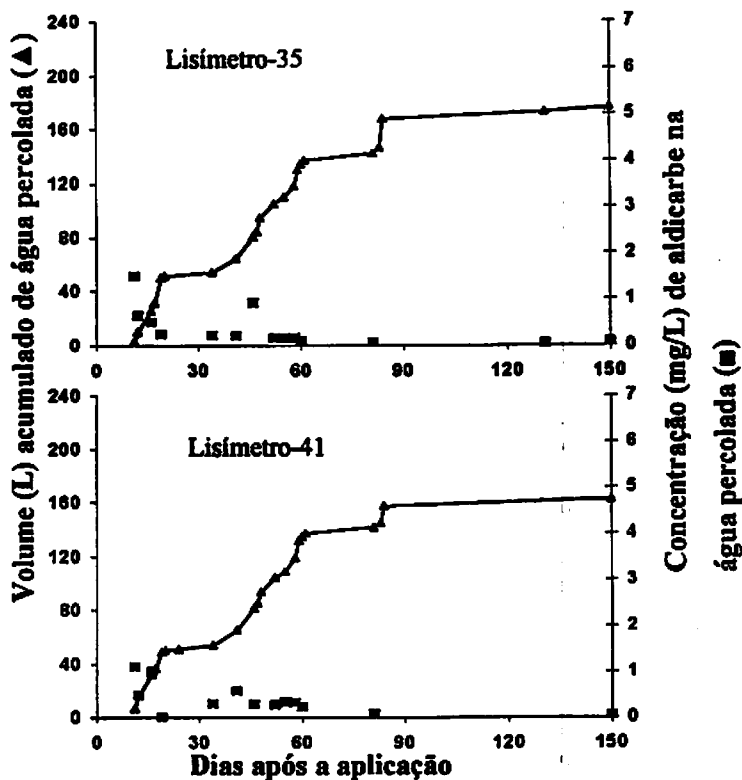
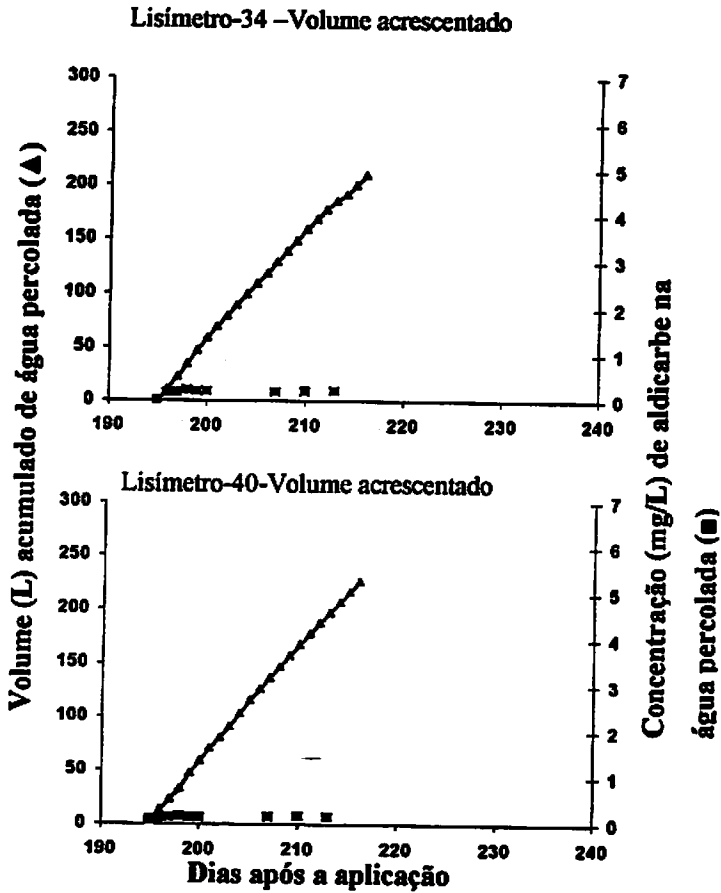


FIGURA 13. Concentração de resíduos de triadimenol em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,45 m do Latossolo Amarelo Distroférico Típico.

Resíduos de triadimenol foram subseqüentemente encontrados em todas as amostras de água analisadas, revelando uma lenta lixiviação do composto nos dois solos estudados. As quantidades totais de resíduos transportados a profundidades abaixo de 0,45 m, ao final do período de 150 dias após a aplicação, foram estimadas em apenas 6,7% (LA) e 2,1% (LV), em relação à quantidade aplicada do triadimenol. A adição de cerca de 200 L de água a cada um dos lisímetros, após 150 dias desde a aplicação, resultou em contínua remoção dos resíduos (Figuras 14 e 15), confirmando a lenta lixiviação dos resíduos.



**FIGURA 14.** Percolação de água adicionada aos lisímetros de Latossolo Vermelho Acriférico Típico (0,45 m) e concentração do triadimenol em amostras de água percolada.



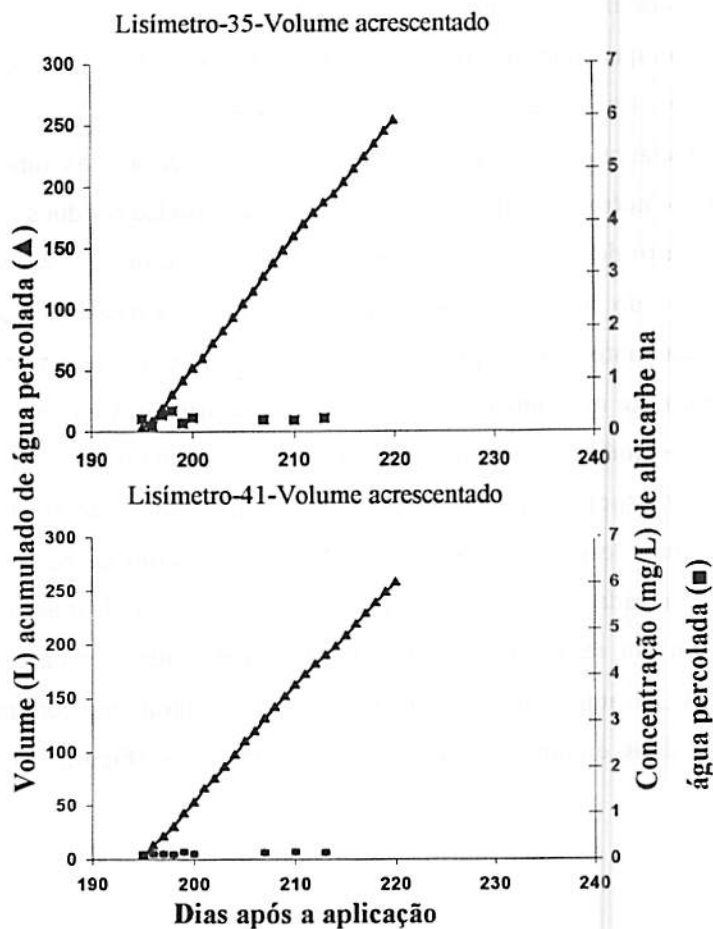



FIGURA 15. Percolação de água adicionada aos lisímetros de Latossolo Amarelo Distroférico Típico (0,45 m) e concentração do triadimenol em amostras de água percolada



No caso dos lisímetros de 0,90 m, não foram detectados resíduos na água percolada em quaisquer dos lisímetros do LV, até o final do período de coleta (Figura 16). Com relação aos lisímetros do LA (Figura 17), em dois deles foram detectados apenas traços do triadimenol e apenas nas últimas datas de coleta. No outro lisímetro do LA (53), foram detectados resíduos na água coletada a partir dos 20 dias desde a aplicação, com posterior detecção de resíduos até o final do período de coleta. A lixiviação atípica nesse lisímetro parece ter sido resultante de fluxo preferencial da água no mesmo, tendo como consequência o arraste mais intenso de resíduos após as primeiras chuvas, em condições de não-equilíbrio. Mesmo nesse lisímetro, a quantidade total de resíduos que foi transportado à profundidades abaixo de 0,90 m, ao final do período de 150 dias desde a aplicação, foi estimada em torno de 0,3% da quantidade total aplicada. A adição de cerca de 200 L de água ao lisímetro 22 (LV) não resultou em resíduos detectáveis na água percolada. No caso do lisímetro 53 (LA), a adição de tal volume de água resultou em contínua lixiviação dos resíduos, embora em concentrações muito baixas (Figura 18).

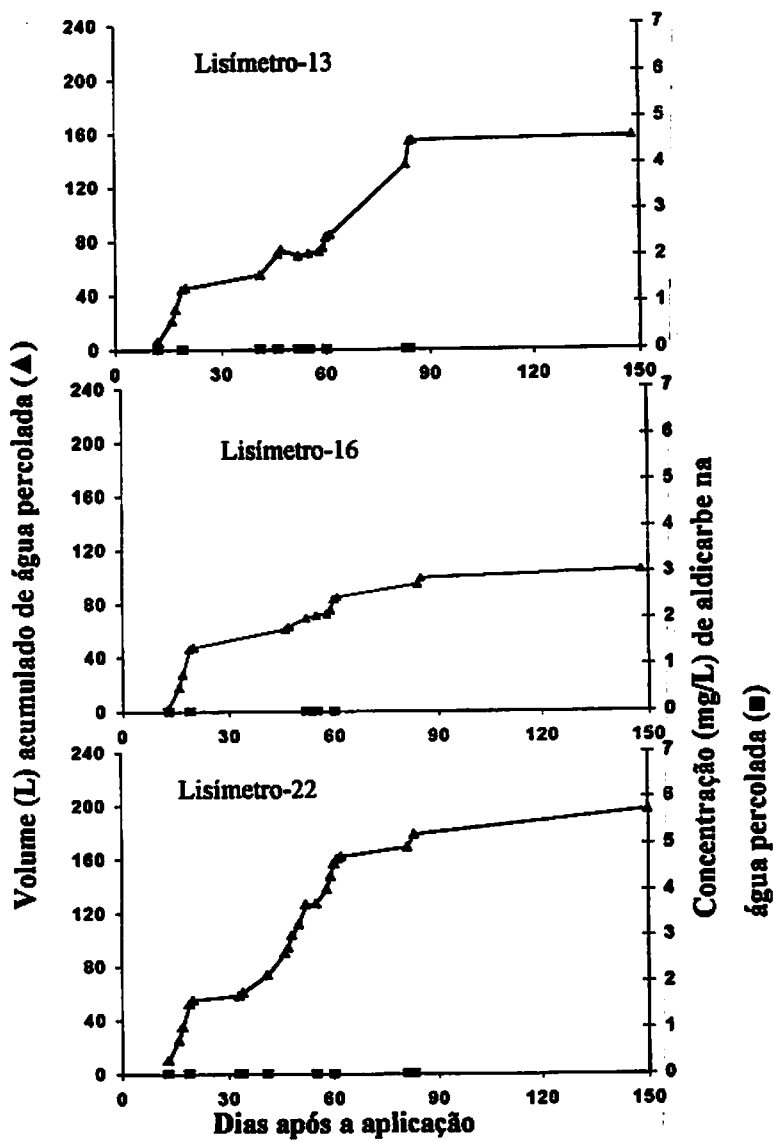


FIGURA 16. Concentração de resíduos de triadimenol em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,90 m do Latossolo Vermelho Acriférico Típico.

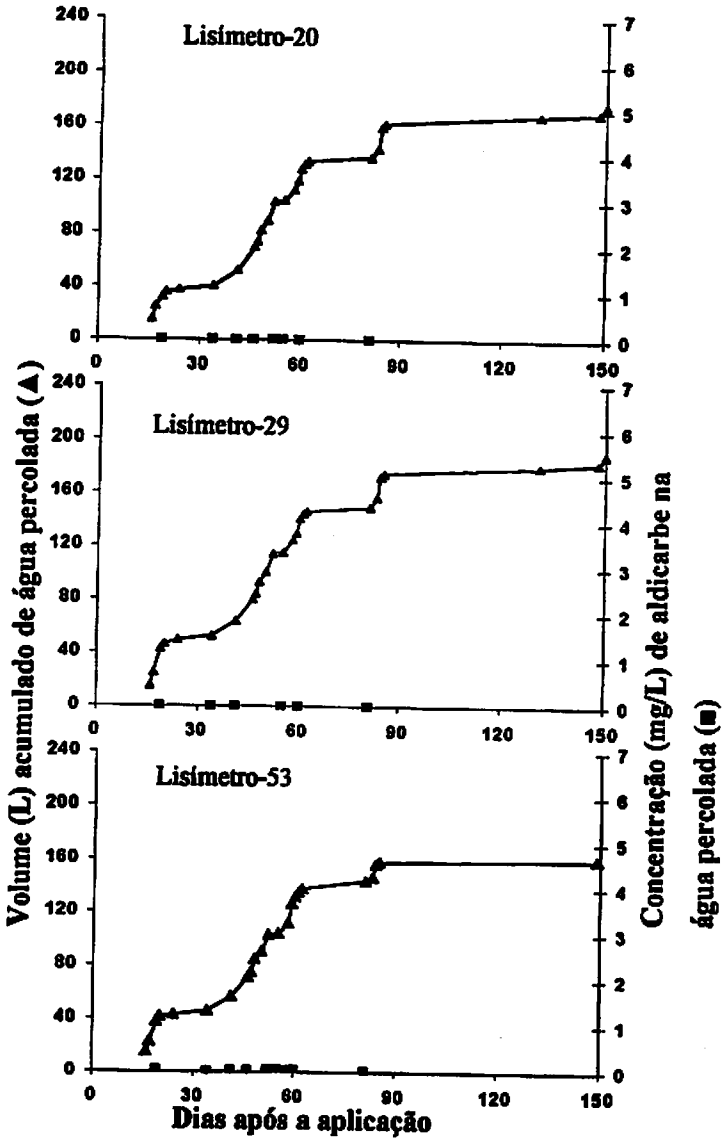
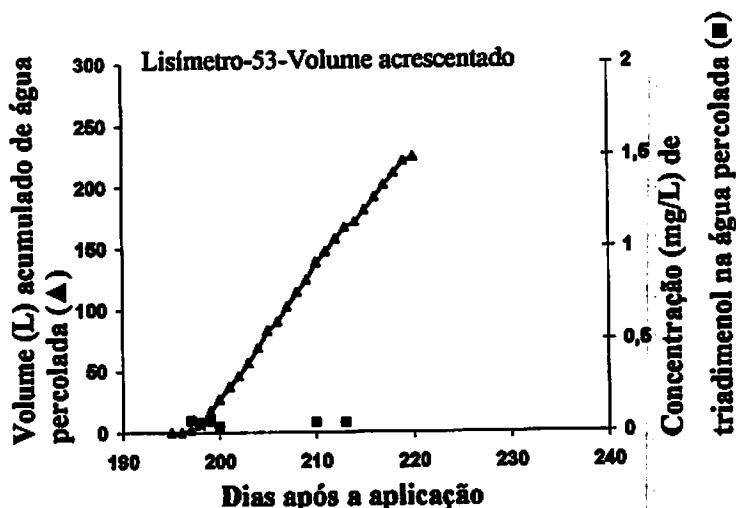


FIGURA 17. Concentração de resíduos de triadimenol em amostras de água percolada nos lisímetros de 0,90 m do Latossolo Amarelo Distroférico Típico.



**FIGURA 18.** Percolação de água adicionada aos lisímetros de Latossolo Amarelo Distroférico Típico(0,90 m) e concentração do triadimenol em amostras de água percolada.

Os resultados descritos anteriormente mostraram que o triadimenol possui uma baixa mobilidade nos solos estudados. Indicam ainda, que a lixiviação do composto observada nas colunas de 0,45 m, especialmente naquelas do LA, ocorreu, ao menos em parte, em situação de não equilíbrio, logo após as primeiras chuvas; após essas, com a interação mais completa de triadimenol com os colóides do solo, a lixiviação teria sido sensivelmente reduzida, razão pela qual os resíduos não apareceram nas colunas de 0,90 m do LV ou apareceram em concentrações muito baixas naquelas de 0,90 m do LA. Diferentemente do aldicarbe, a baixa mobilidade do triadimenol é atribuída à elevada sorção do composto na matéria orgânica dos solos e não à sua alta degradação nos mesmos. O triadimenol apresenta valor de  $\log K_{ow}$  de 3,2 (Bromilow et al., 1999b), sendo portanto muito mais lipofílico que o aldicarbe e seus produtos de oxidação. Com base nas equações de Briggs (1981) e no teor de matéria orgânica no horizonte A dos solos estudados, os

valores calculados de  $K_d$  do triadimenol no LV e LA são respectivamente 4,7 e 3,9. Valores de  $K_d$  dessa magnitude restringem a mobilidade de pesticidas em solos, devido à concentração muito maior do composto nos colóides do solo do que na solução do solo, ao menos em situação de equilíbrio. A lixiviação um pouco mais intensa do triadimenol no LA em relação ao LV, conforme observada nos lisímetros de 0,45 m e 0,90 m, apresentou-se coerente com o menor valor calculado de  $K_d$  no LA, embora as quantidades totais lixiviadas em ambos os solos tenham sido muito baixas em relação à quantidade aplicada, e portanto, podem ser resultado de variações nos lisímetros ou de diferenças na taxa de degradação do composto nos solos.

Carvalho (2000) investigou a degradação do triadimenol em solos da região de Lavras-MG, tendo encontrado valores estimados de meia-vida do composto em torno de 220 e 290 dias, em amostras de LA e LV, respectivamente. Tais resultados corroboram com a assertiva feita anteriormente de que a baixa (lenta) lixiviação do triadimenol nos solos aqui estudados resulta da elevada sorção dos compostos nos solos e não da sua rápida degradação nesses.

Matrangolo (1999) investigou a lixiviação do triadimenol, em condições de laboratório, em material de solo (LVA) desestruturado, contido em tubos de PVC de 5 e 10 cm de altura. Foi observado que a simulação de 60 mm de chuva sobre as colunas de solo resultou na percolação de quantidades totais inferiores a 1% da dose aplicada nas colunas de 5 cm, não tendo sido detectados resíduos do composto na água percolada nas colunas de 10 cm. A maior lixiviação do triadimenol observada no presente estudo é atribuída à maior precipitação pluviométrica durante o período experimental deste, e ao fato daquele autor ter aplicado o composto puro dissolvido em pequeno volume de água e, portanto, a interação do triadimenol com os colóides do solo teria sido inicialmente mais completa naquele estudo.

Os resultados obtidos no presente trabalho mostraram uma baixa lixiviação do triadimenol nos solos estudados. Como esses solos são tipicamente profundos, com o lençol freático localizado a vários metros de profundidade, os riscos de contaminação da água desse lençol e eventualmente de poços ou minas d'água, seriam mínimos ou desprezíveis. Ficou evidenciado, no entanto que parte dos resíduos pode ser lixiviada mais rapidamente, por ocasião de chuvas intensas após a aplicação, devido ao tempo insuficiente para completa interação do triadimenol com a matéria orgânica do solo. Evidentemente que essa forma de transporte depende do tipo de solo, do clima e da época de aplicação do composto, fatores esses que precisam ser melhor investigados para se ter uma idéia melhor sobre a importância dessa forma de transporte . Após a interação do triadimenol com os colóides do solo, a sua lixiviação revelou-se bastante baixa, porém, foram detectados resíduos do composto, embora em quantidades muito baixas em relação a dose aplicada, a profundidades abaixo de 0,90 m, no caso do Latossolo Amarelo Distroférico Típico. Devido à alta estabilidade do triadimenol e à prática de aplicações anuais do composto, como no caso da cultura do cafeeiro, estudos adicionais sobre o efeito de aplicações repetidas do composto sobre sua lixiviação em solos fazem-se necessários.

## 5 CONCLUSÕES

A aplicação de formulações granuladas dos pesticidas aldicarbe e triadimenol em lisímetros de solos das classes Latossolo Vermelho Acriférrico Típico e Latossolo Amarelo Distroférrico Típico, no início do período chuvoso, resultou na lixiviação de quantidades relativamente baixas de resíduos dos compostos ( menos de 1,1% da dose aplicada) a profundidades abaixo de 0,90 m para o triadimenol e 1,80 m para o aldicarbe, ao final do período chuvoso, em ambos os solos .

Diferenças marcantes entre os solos, com relação à lixiviação dos compostos, não foram observadas.

Os resíduos de aldicarbe apresentaram alta mobilidade nos solos, porém, a intensa degradação desses resíduos foi limitante à sua lixiviação.

Como os solos estudados são tipicamente profundos, os riscos de contaminação do lençol freático desses solos com resíduos de aldicarbe, em condições práticas de uso do composto, seriam mínimos ou desprezíveis.

Os resíduos de triadimenol apresentaram baixa mobilidade e lenta degradação nos solos estudados . A baixa mobilidade do composto é atribuída à sua alta lipofilicidade e, conseqüentemente, alta adsorção na matéria orgânica do solo.

Em função da alta estabilidade do triadimenol nos solos aqui estudados, o efeito de aplicações anuais sucessivas do composto sobre sua lixiviação precisa ser investigado para melhor avaliação dos riscos de contaminação do lençol freático desses solos com resíduos desse fungicida.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, T.M.L.; RIGITANO, R.L.O. Influência da classe e profundidade do solo na degradação do inseticida-nematicida aldicarbe. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 29, n. 6, p. 955-960, jun. 1994

BRIGGS, G.G. Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachlor. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, Washington, v. 29, n. 6, p. 1050-1059, Nov./Dec. 1981

BROMILOW, R.H.; EVANS, A.A.; NICHOLLS, P.H. Factors affecting degradation rates of five triazole fungicides in two soil types: 1. Laboratory incubations. *Pesticide Science*, Oxford, v. 55, n. 12, p. 1129-1134, Dec. 1990a

BROMILOW, R.H.; EVANS, A.A.; NICHOLLS, P.H. Factors affecting degradation rates of five triazole fungicides in two soil types: 2. Field studies. *Pesticide Science*, Oxford, v. 55, n. 12, p. 1135-1142, Dec. 1990b

BROMILOW, R.H.; BAKER, J.J.; FREEMAN, M.A.; GOROG, K. The degradation of aldicarb and oxamyl in soil. *Pesticide Science*, Oxford, v. 11, n. 4, p. 371-378, 1980

BROMILOW, R.H.; LEISTRA, M. Measured and simulated behaviour of aldicarb and its oxidation products in fallow soils. *Pesticide Science*, Oxford, v. 1, n. 4, p. 389-395, 1980

CARVALHO, R.F. de. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras- MG. 2000. 54p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica/Agroquímica). Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CHENG, H.H. Pesticide in soil environment: an overview. In: CHENG, H.H. (Ed.). *Pesticide in the soil environment: processes, impacts, and modeling*, Madison: SSAA, 1990. p.169-212.

CHIOU, C.T.; PETERS, L. ; FREED, V.H. A physical concept of soil water equilibria for nonionic compounds. *Science*, [s.l.], v. 206, p. 831-832, 1979

CLIVE, T. *A world compendium of pesticide manual; incorporating the agrochemicals handbook*. 10. ed. Surrey, UK: Crop Protections Publications, 1995. 1341p.

- DEAS, A.H.B.; CARTER, G.A.; CLARK, T.; CLIFFORD, D.R.; JAMES, C.S. The enantiomeric composition of triadimenol produced during metabolism of triadimefon by Fungi. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, [s.l.], v. 26, n. 1, p. 10-21, Ago., 1986
- DOMAGALSKI, J.L.; DUBROVSKY, N.M. Pesticide residues in ground water of the San Joaquin Valley, California. *Journal of Hidrology*, Amsterdam, v. 130, n. 1/4, p. 299-338, Jan. 1992
- FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils a review. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 25, n. 1, p. 25-45, Jan./Feb. 1996
- GAO, J.P.; MAGHN, J.; SPITZAUER, P.; KETTRUP, A. Sorption of pesticides in the sediment of the teufelsweiher pond (Southern Germany). In: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. *Water Research*, New York, v. 32, n. 5, p. 1662-1672, May 1998
- GORING, C.A.I. Control of nitrification by 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine. *Soil Science*, Baltimore, v. 93, n. 3, p. 211-218, Mar. 1962
- HARTLEY, G. S. & GRAHAM-BRYCE, I. J. Physical principles of pesticide behaviour. Academic Press, London, v. 1, p. 518, 1980
- HELLING, C.S.; TURNER, B.C. Pesticide mobility: determination by soil thin-layer chromatography. *Science*, Washington, v. 162, n. 3852, p. 562, Nov. 1968.
- JONES, R.L.; BACK, R.C. Monitoring aldicarb residues in Florida soil and water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Elmsford, v. 3, n. 1, p. 9-20, Jan. 1984
- JONES, R.L.; BLACK, G.W.; ESTES, T.L. Comparison of computer predictions with unsaturated zone field data for aldicarb and aldoxycarb. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Elmsford, v. 5, n. 12, p. 1027-1037, Dec. 1986
- JONES, R.L., The aldicarb experience: 2. Results of monitoring and research programs.s.l. Union Carbide Agricultural Products Company, 1987, 46 p.
- KOSKINEN, W.C.; HARPER, S.S. The retention process: mechanism. In: CHENG, H.H. *Pesticide in the soil environment: processes, impacts, and modeling*. Madison: SSAA, 1990. p.51-78

LIGHTFOOT, E.N.; THORNE, P.S.; JONES, R.L.; HANSEN, J.L.; ROMINE, R.R. Laboratory studies on mechanisms for the degradation of aldicarb, aldicarb sulphoxide and aldicarb sulphone. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Elmsford, v. 6, n. 5, p. 377-94, May 1987

MATRANGOLO, P.F.R. Avaliação da percolação do triadimenol no solo por cromatografia gasosa e cromatografia líquida de alta eficiência. 1999. p. 67. Dissertação (Mestrado em Agroquímica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MATSUMURA, F. *Toxicology of Insecticides*. Plenum Press, London, p. 503, 1980

NICHOLLS, P.H.; BROMILOW, R.H.; ADDISCOTT, T.M. Measured and simulated behaviour of fluometuron, aldoxycarb and chloride ion in a fallow structured soil. *Pesticide Science*, Oxford, v. 13, n. 5, p. 475-83, 1982.

PETROVIC, A.M.; YOUNG, R.G.; SANCHIRICO, C.A.; LISK, D.J. Triadimenol in turfgrass lysimeter leachates after fall application of triadimenol and overwintering. *Chemosphere*, Oxford, v. 29, n. 2, p. 415-419, July 1994

PIFFER, R. Movimento e degradação de aldicarbe e sulfona de aldicarbe em dois diferentes solos. 1989. 99p. Dissertação (Mestrado em Entomologia). Escola Superior de Agricultura de Lavras, Lavras.

PIFFER, R.; RIGITANO, R.L.O. Lixiviação e degradação do inseticida aldicarbe em dois diferentes solos. *Ciência e Prática*, v. 15, n. 4, p. 331-428, out./dez., 1991

RIGITANO, R.L.O.; GOUVEIA, A.V. contaminação de manancial hídrico com resíduos de inseticidas em Maria da Fé-MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA 15., 1995, Caxambú. Resumos... Lavras: SEB/UFLA, 1995. 485p.

ROTHSCHILD, E.R., MANSER, R.J., ANDERSON, M.P. Investigation of aldicarb in groundwater in selected areas in the central sand plains of Wisconsin. *Ground Water*, Worthington, v. 4, p. 437-445, 1982

SCORZA, R.P.J.; RIGITANO, R.L.O.; LIMA, L.A.; GOUVEIA, A.V. Avaliação de dois simuladores para predição da lixiviação de sulfona de aldicarbe em um Latossolo Vermelho-Amarelo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 35, n. 2, p. 241-250, fev. 2000

**SOUZA, J.J. de. Complemento de uma bateria de lisímetros- coleta dos solos e implantação do complexo. In: ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA DE LAVRAS. Materiais corretivos: relatório final. Lavras, 1983. p.171-198**

**U.S. Environmental Protection Agency 1988. Protecting ground water: Pesticides and Agricultural Practices. EPA 440/6-88-001, Washington DC**

**U.S. Environmental Protection Agency 1990. National Survey of Pesticides in Drinking water wells, Phase I Report. USEPA, Washington DC**

**UNION CARBIDE PRODUTOS AGROPECUÁRIOS. Temik defensivo agrícola aldicarbe: uma avaliação científica. São Paulo: Union Carbide do Brasil, 1983. p.63.**

**WORTHING, C.R. The pesticide manual: a world compendium. 7. ed. Lavenham: British Crop Protection Council, 1983. 695 p.**

**ZAKE, M.H.; MORAN, D.; HARRIS, D. Pesticide in groundwater. The aldicarb story in Suffolk County. American Journal of Public Health, New York, v. 72, p. 1319-1395, 1982**

## **ANEXO A**

**TABELA 1 A. Dados de precipitação pluviométrica e temperatura média do ar, durante o período experimental**

TABELA 1 A. Dados de precipitação pluviométrica e temperatura média do ar, durante o período experimental.

Data	T.MED.°C	PREC.(mm)	Data	T.MED.°C	PREC.(mm)
03/11/2000	22,1	0,0	01/12/2000	21,8	11,2
04/11/2000	23,1	2,0	02/12/2000	23,1	2,6
05/11/2000	20,3	1,2	03/12/2000	23,8	0,0
06/11/2000	19,6	0,8	04/12/2000	21,9	10,0
07/11/2000	19,0	4,0	05/12/2000	21,7	2,8
08/11/2000	19,9	4,6	06/12/2000	22,9	8,0
09/11/2000	21,7	0,0	07/12/2000	21,5	0,0
10/11/2000	22,4	0,0	08/12/2000	18,3	0,0
11/11/2000	22,1	0,0	09/12/2000	24,4	0,0
12/11/2000	21,4	16,6	10/12/2000	20,7	23,2
13/11/2000	20,9	1,2	11/12/2000	23,2	3,8
14/11/2000	20,8	39,8	12/12/2000	23,7	0,0
15/11/2000	20,3	25,2	13/12/2000	23,3	11,5
16/11/2000	20,0	0,0	14/12/2000	23,0	0,0
17/11/2000	19,4	0,0	15/12/2000	23,0	0,2
18/11/2000	20,5	1,0	16/12/2000	24,0	0,0
19/11/2000	17,8	56,2	17/12/2000	20,1	0,0
20/11/2000	21,5	13,2	18/12/2000	17,5	65,6
21/11/2000	21,3	0,0	19/12/2000	19,8	9,4
22/11/2000	20,6	60,2	20/12/2000	22,3	13,6
23/11/2000	21,9	0,0	21/12/2000	24,0	1,4
24/11/2000	23,0	0,6	22/12/2000	24,2	0,0
25/11/2000	23,6	0,0	23/12/2000	23,1	0,0
26/11/2000	21,4	3,4	24/12/2000	22,0	29,1
27/11/2000	20,7	6,8	25/12/2000	23,5	11,4
28/11/2000	21,2	0,2	26/12/2000	22,4	0,0
29/11/2000	22,1	0,4	27/12/2000	21,3	0,6
30/11/2000	21,7	1,8	28/12/2000	21,8	5,4
			29/12/2000	21,9	0,6
			30/12/2000	21,8	26,8
			31/12/2000	22,1	6,6

..continua..

TABELA 1 A. Cont.

Data	T.MED.°C	PREC.(mm)	Data	T.MED.°C	PREC.(mm)
01/01/2001	22,2	25,2	01/02/2001	24,4	0,0
02/01/2001	21,9	8,2	02/02/2001	24,9	0,0
03/01/2001	21,9	0,0	03/02/2001	24,2	0,0
04/01/2001	22,8	0,7	04/02/2001	25,3	0,8
05/01/2001	25,5	0,0	05/02/2001	24,7	0,0
06/01/2001	23,8	0,0	06/02/2001	23,3	12,8
07/01/2001	24,5	0,0	07/02/2001	24,5	0,0
08/01/2001	24,1	0,0	08/02/2001	20,1	0,0
09/01/2001	21,3	1,0	09/02/2001	22,7	19,7
10/01/2001	22,3	7,5	10/02/2001	22,8	0,4
11/01/2001	22,6	0,0	11/02/2001	24,0	0,0
12/01/2001	24,4	0,0	12/02/2001	23,8	0,0
13/01/2001	24,2	0,0	13/02/2001	22,8	0,0
14/01/2001	21,8	0,0	14/02/2001	23,1	0,0
15/01/2001	22,9	0,0	15/02/2001	23,6	0,0
16/01/2001	23,1	0,0	16/02/2001	24,4	0,0
17/01/2001	24,4	0,0	17/02/2001	23,1	8,9
18/01/2001	23,6	0,0	18/02/2001	24,9	0,2
19/01/2001	24,1	0,0	19/02/2001	23,6	0,0
20/01/2001	22,2	35,4	20/02/2001	24,8	0,0
21/01/2001	21,9	8,8	21/02/2001	24,6	0,0
22/01/2001	21,5	3,4	22/02/2001	24,1	0,0
23/01/2001	22,0	0,3	23/02/2001	23,2	0,0
24/01/2001	22,2	25,9	24/02/2001	22,7	0,0
25/01/2001	23,1	27,2	25/02/2001	24,3	4,0
26/01/2001	24,1	0,0	26/02/2001	24,0	0,0
27/01/2001	24,6	0,0	27/02/2001	23,4	0,0
28/01/2001	21,5	2,0	28/02/2001	23,1	0,0
29/01/2001	22,5	0,3			
30/01/2001	22,7	0,2			
31/01/2001	24,1	1,4			

..continua..

TABELA 1 A. Cont.

Data	T.MED.°C	PREC.(mm)	Data	T.MED.°C	PREC.(mm)
01/03/2001	22,8	0,0	01/04/2001	23,4	3,0
02/03/2001	22,5	0,0	02/04/2001	21,9	0,0
03/03/2001	21,1	0,0	03/04/2001	23,3	0,0
04/03/2001	23,6	6,2	04/04/2001	22,9	0,0
05/03/2001	21,3	0,0	05/04/2001	23,4	0,0
06/03/2001	21,8	13,6	06/04/2001	23,3	0,0
07/03/2001	23,5	0,0	07/04/2001	23,6	10,2
08/03/2001	23,4	0,0	08/04/2001	22,9	0,0
09/03/2001	20,9	1,3	09/04/2001	22,5	0,0
10/03/2001	20,8	0,7	10/04/2001	23,5	0,0
11/03/2001	21,6	9,0	11/04/2001	24,8	0,0
12/03/2001	19,3	51,2	12/04/2001	21,7	0,0
13/03/2001	22,6	7,2	13/04/2001	20,1	0,0
14/03/2001	23,6	0,0	14/04/2001	20,2	0,0
15/03/2001	23,8	0,0	15/04/2001	19,8	0,0
16/03/2001	23,1	0,0	16/04/2001	20,5	0,0
17/03/2001	23,6	0,0	17/04/2001	20,4	4,4
18/03/2001	24,0	0,0	18/04/2001	19,9	0,0
19/03/2001	23,7	0,0	19/04/2001	21,2	0,0
20/03/2001	22,4	0,0	20/04/2001	21,8	0,0
21/03/2001	23,6	0,0	21/04/2001	21,9	0,0
22/03/2001	24,0	0,0	22/04/2001	21,8	0,0
23/03/2001	23,5	0,0	23/04/2001	23,3	0,0
24/03/2001	24,1	0,0	24/04/2001	23,0	0,0
25/03/2001	24,5	0,0	25/04/2001	22,9	0,0
26/03/2001	23,9	0,0	26/04/2001	21,3	0,0
27/03/2001	22,9	0,0	27/04/2001	21,0	0,0
28/03/2001	21,8	13,0	28/04/2001	22,0	0,0
29/03/2001	21,5	8,4	29/04/2001	21,9	0,0
30/03/2001	21,2	7,6	30/04/2001	21,2	0,0
31/03/2001	19,9	28,2			

..continua..



TABELA 1 A. Cont.

DIA	T.MED.°C	PREC.(mm)
01/05/2001	22,0	0,0
02/05/2001	22,9	0,0
03/05/2001	21,6	0,0
04/05/2001	21,5	0,0
05/05/2001	19,5	0,0
06/05/2001	15,1	0,0
07/05/2001	15,9	0,0
08/05/2001	15,9	0,0
09/05/2001	18,1	0,0
10/05/2001	18,9	0,0
11/05/2001	21,2	0,0
12/05/2001	20,3	0,6
13/05/2001	18,2	12,8
14/05/2001	18,2	1,0
15/05/2001	17,1	0,0
16/05/2001	16,4	0,3
17/05/2001	17,9	31,6
18/05/2001	14,3	0,0
19/05/2001	15,0	0,0
20/05/2001	17,1	0,0
21/05/2001	16,2	0,0
22/05/2001	16,1	0,0
23/05/2001	18,5	0,4
24/05/2001	18,5	0,0
25/05/2001	17,8	0,0
26/05/2001	19,4	0,0
27/05/2001	18,0	0,0
28/05/2001	19,8	1,2
29/05/2001	19,8	0,4
30/05/2001	20,0	0,0
31/05/2001	20,4	0,0

## **ANEXO B**

**TABELA 1B. Volume de água percolada, concentração e quantidade total de resíduos de aldicarbe na água percolada, nas diferentes datas após a aplicação de Temik<sup>®</sup> nos lisímetros de Latossolo Vermelho Acriférrico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférrico Típico (LA)**

**TABELA 2B - Volume de água percolada, concentração e quantidade total de resíduos de triadimenol na água percolada, nas diferentes datas após a aplicação de Photon<sup>®</sup> nos lisímetros de Latossolo Vermelho Acriférrico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférrico Típico (LA)**

TABELA 1B. Volume de água percolada, concentração e quantidade total de resíduos de aldicarbe na água percolada, nas diferentes datas após a aplicação de Temik® nos lisímetros de Latossolo Vermelho Acriférico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférico Típico (LA).

Listímetro	Dias após a aplicação	11	12	16	16
37 (LV) 0,45 m	vol (L)	1,61	8,34	10,00	6,20
	conc.(mg/L)	N.D	0,38	3,00	
	quant.(mg)	N.D	3,20	30,00	
43 (LV) 0,45 m	vol (L)	4,54	9,58	10,00	5,40
	conc.(mg/L)	0,29	5,28	1,96	
	quant.(mg)	1,31	50,58	19,56	
38 (LA) 0,45 m	vol (L)	1,48	8,69	10,00	5,60
	conc.(mg/L)	0,26	6,53	3,30	
	quant.(mg)	0,39	56,71	33,00	
44 (LA) 0,45 m	vol (L)	5,16	8,65	10,00	5,60
	conc.(mg/L)	4,13	5,18	1,57	
	quant.(mg)	21,36	44,85	15,70	
14 (LA) 0,90 m	vol (L)			10,00	5,00
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
17 (LA) 0,90 m	vol (L)			10,00	5,00
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
23 (LA) 0,90 m	vol (L)			10,00	5,10
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
19 (LV) 0,90 m	vol (L)		3,06	10,00	9,00
	conc.(mg/L)		N.D.	0,21	
	quant.(mg)		N.D.	2,52	
25 (LV) 0,90 m	vol (L)		7,27	10,00	5,00
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
31 (LV) 0,90 m	vol (L)		9,34	10,00	4,50
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
7(LV) 1,80 m	vol (L)				
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
10 (LV) 1,80 m	vol (L)		4,33	10,00	4,72
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
8 (LA) 1,80 m	vol (L)				
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
11(LA) 1,80 m	vol (L)				
	conc.(mg/L)				
	Quant.(mg)				

continua

TABELA 1 B. Cont.

Listmetro	Dias após a aplicação	17	18	19	19
37 (LV) 0,45 m	vol (L.)	4.10		10.00	
	conc.(mg/L)			1.96	
	quant.(mg)			19,60	
43 (LV) 0,45 m	vol (L.)	5.40		10.0	2.80
	conc.(mg/L)			0.34	
	quant.(mg)			3,40	
38 (LA) 0,45 m	vol (L.)	5.50		10.00	3.00
	conc.(mg/L)			1,66	
	quant.(mg)			16,60	
44 (LA) 0,45 m	vol (L.)	4.80		10.00	1.80
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
14 (LA) 0,90 m	vol (L.)	10.00	5.00	10.00	7.00
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.	
	quant.(mg)	N.D.		N.D.	
17 (LA) 0,90 m	vol (L.)	5.78		10.00	10.00
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.	
	quant.(mg)	N.D.		N.D.	
23 (LA) 0,90 m	vol (L.)	10.00		10.00	
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.	
	quant.(mg)	N.D.		N.D.	
19 (LV) 0,90 m	vol (L.)	3.52		10.00	5.80
	conc.(mg/L)	2,00		2,10	
	quant.(mg)	13,87		21,00	
25 (LV) 0,90 m	vol (L.)	10.00		10.00	8.50
	conc.(mg/L)	0,48		0,34	
	quant.(mg)	4,80		3,40	
31 (LV) 0,90 m	vol (L.)		5.54	10.00	
	conc.(mg/L)		N.D.	N.D.	
	quant.(mg)		N.D.	N.D.	
7(LV) 1,80 m	vol (L.)	10.00	5.90	10.00	10.00
	conc.(mg/L)		N.D.	N.D.	
	quant.(mg)		N.D.	N.D.	
10 (LV) 1,80 m	vol (L.)	10.00	8.20	10.00	10.00
	conc.(mg/L)		N.D.	N.D.	
	quant.(mg)		N.D.	N.D.	
8 (LA) 1,80 m	vol (L.)			10.00	9.00
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
11( LA ) 1,80 m	vol (L.)	10.00	3.80	10.00	8.40
	conc.(mg/L)		N.D.	N.D.	
	quant.(mg)		N.D.	N.D.	

..continua..

TABELA 1 B. Cont.

Listmetro	Dias após a aplicação	20	22	24	32
37 (LV) 0,45 m	vol (l.)				
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
43 (LV) 0,45 m	vol (l.)	1.50		0.55	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
38 (LA) 0,45 m	vol (l.)	1.25			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
44 (LA) 0,45 m	vol (l.)				
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
14 (LA) 0,90 m	vol (l.)	3.40			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
17 (LA) 0,90 m	vol (l.)	4.70		1.43	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
23 (LA) 0,90 m	vol (l.)	4.60		2.24	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
19 (LV) 0,90 m	vol (l.)	2.01			10.00
	conc.(mg/L)				0.32
	quant.(mg)				3.20
25 (LV) 0,90 m	vol (l.)	2.40			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
31 (LV) 0,90 m	vol (l.)				
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
7(LV) 1,80 m	vol (l.)	13.00	5.20	2.10	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
10 (LV) 1,80 m	vol (l.)	13.50	6.50	2.25	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
8 (LA) 1,80 m	vol (l.)	8.30	5.25	2.17	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
11( LA ) 1,80 m	vol (l.)	7.60	5.10	2.85	5.36
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				

..continua..

TABELA 1 B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	33	34	41	46
37 (LV) 0,45 m	vol (l.)			6,50	13,98
	conc.(mg/L)				0,30
	quant.(mg)				4,19
43 (LV) 0,45 m	vol (l.)		2,15	11,00	13,20
	conc.(mg/L)		0,19	0,17	1,13
	quant.(mg)		0,47	1,90	1,49
38 (LA) 0,45 m	vol (l.)			9,20	13,45
	conc.(mg/L)			0,23	0,10
	quant.(mg)			2,08	1,35
44 (LA) 0,45 m	vol (l.)		2,10	8,50	13,00
	conc.(mg/L)		0,45	0,32	0,41
	quant.(mg)		0,95	2,74	5,27
14 (LA) 0,90 m	vol (l.)			10,80	13,00
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
17 (LA) 0,90 m	vol (l.)			11,50	12,34
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
23 (LA) 0,90 m	vol (l.)			10,50	13,25
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
19 (LV) 0,90 m	vol (l.)		9,00	14,87	12,26
	conc.(mg/L)		0,25	0,15	0,17
	quant.(mg)		2,25	2,23	2,12
25 (LV) 0,90 m	vol (l.)			9,00	10,55
	conc.(mg/L)			0,34	1,99
	quant.(mg)			3,06	21,02
31 (LV) 0,90 m	vol (l.)				12,20
	conc.(mg/L)				0,19
	quant.(mg)				2,32
7 (LV) 1,80 m	vol (l.)		3,10	8,50	14,10
	conc.(mg/L)		N.D.	N.D.	N.D.
	quant.(mg)		N.D.	N.D.	N.D.
10 (LV) 1,80 m	vol (l.)	2,66		8,00	10,00
	conc.(mg/L)	N.D.			N.D.
	quant.(mg)	N.D.			N.D.
8 (LA) 1,80 m	vol (l.)		2,85		13,80
	conc.(mg/L)		0,03		0,14
	quant.(mg)		0,09		1,99
11 (LA) 1,80 m	vol (l.)			6,20	13,20
	conc.(mg/L)			0,04	0,13
	quant.(mg)			0,25	1,74

..continua..

TABELA 1 B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	46	47	48	50
37 (LV) 0,45 m	vol (L)	2.00	3.70	9.40	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
43 (LV) 0,45 m	vol (L)	2.00	3.90	10.30	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
38 (LA) 0,45 m	vol (L)	2.10	3.80	9.91	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
44 (LA) 0,45 m	vol (L)	2.00	4.20	9.92	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
14 (LA) 0,90 m	vol (L)	2.60	4.72	8.05	6.70
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
17 (LA) 0,90 m	vol (L)	4.10	4.50	5.12	6.90
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
23 (LA) 0,90 m	vol (L)	3.20	4.45	7.82	7.50
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
19 (LV) 0,90 m	vol (L)		6.10	14.87	10.23
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
25 (LV) 0,90 m	vol (L)	2.10	3.40	7.57	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
31 (LV) 0,90 m	vol (L)	2.50	2.35	7.30	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
7 (LV) 1,80 m	vol (L)	6.20	8.91	7.92	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
10 (LV) 1,80 m	vol (L)	6.50	10.10	9.10	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
8 (LA) 1,80 m	vol (L)	4.10	5.75	7.10	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
11 (LA) 1,80 m	vol (L)	4.00	5.60	7.76	
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				

..continua..

TABELA 1 B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	51	52	55	58
37 (LV) 0,45 m	vol (L)		9,20	3,85	8,40
	conc.(mg/L)		0,26	0,30	1,08
	quant.(mg)		2,42	1,37	9,07
43 (LV) 0,45 m	vol (L)		11,71	5,30	9,23
	conc.(mg/L)		0,14	0,15	0,31
	quant.(mg)		1,67	0,95	2,88
38 (LA) 0,45 m	vol (L)		10,05	5,00	7,80
	conc.(mg/L)		0,13	0,13	0,28
	quant.(mg)		1,28	0,75	2,15
44 (LA) 0,45 m	vol (L)		10,75	5,00	10,40
	conc.(mg/L)		0,36	1,05	0,49
	quant.(mg)		3,86	6,30	5,12
14 (LA) 0,90 m	vol (L)		10,50	0,28	6,80
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
17 (LA) 0,90 m	vol (L)		12,60	0,68	5,83
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
23 (LA) 0,90 m	vol (L)		12,65	0,68	6,70
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
19 (LV) 0,90 m	vol (L)		14,86	0,18	10,60
	conc.(mg/L)		0,62		0,53
	quant.(mg)		9,27		5,60
25 (LV) 0,90 m	vol (L)		11,20	5,20	7,30
	conc.(mg/L)		1,42	1,27	1,13
	quant.(mg)		15,86	6,61	8,23
31 (LV) 0,90 m	vol (L)		8,20	3,10	4,80
	conc.(mg/L)		4,20		4,20
	quant.(mg)		34,44		20,16
7 (LV) 1,80 m	vol (L)	13,22	8,70	6,50	6,60
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
10 (LV) 1,80 m	vol (L)	14,23	7,90	6,85	4,50
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
8 (LA) 1,80 m	vol (L)	13,40	6,60	5,40	7,20
	conc.(mg/L)		0,08	0,15	0,26
	quant.(mg)		0,55	0,97	1,90
11 (LA) 1,80 m	vol (L)	14,50	8,55	5,80	7,15
	conc.(mg/L)		0,20	0,21	0,23
	quant.(mg)		1,75	1,46	1,63

..continua..



TABELA 1B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	59	59	60	60
37 (LV) 0,45 m	vol (L.)	1,65	5,50	4,80	
	conc.(mg/L)			0,69	
	quant.(mg)			3,31	
43 (LV) 0,45 m	vol (L.)	2,40	8,40	4,45	
	conc.(mg/L)			0,36	
	quant.(mg)			1,60	
38 (LA) 0,45 m	vol (L.)	1,60	5,60	6,75	
	conc.(mg/L)			0,24	
	quant.(mg)			1,62	
44 (LA) 0,45 m	vol (L.)	2,80	12,00	3,95	
	conc.(mg/L)			0,78	
	quant.(mg)			3,08	
14 (LA) 0,90 m	vol (L.)	3,38	4,70	8,00	
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.	
	quant.(mg)	N.D.		N.D.	
17 (LA) 0,90 m	vol (L.)	3,33	4,00	8,35	
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
23 (LA) 0,90 m	vol (L.)	2,80	3,67	8,45	
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
19 (LV) 0,90 m	vol (L.)	2,35	9,65	8,35	
	conc.(mg/L)			0,44	
	quant.(mg)			3,71	
25 (LV) 0,90 m	vol (L.)	2,30	3,90	10,05	
	conc.(mg/L)			0,86	
	quant.(mg)			8,64	
31 (LV) 0,90 m	vol (L.)	0,75	4,30	8,30	
	conc.(mg/L)			2,10	
	quant.(mg)			17,43	
7 (LV) 1,80 m	vol (L.)	4,63	2,50	8,40	3,75
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
10 (LV) 1,80 m	vol (L.)	3,95	2,55	5,20	4,70
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
8 (LA) 1,80 m	vol (L.)	2,85	2,90	6,75	2,75
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
11 (LA) 1,80 m	vol (L.)	3,63	6,00	7,70	3,00
	conc.(mg/L)			0,22	
	quant.(mg)			1,69	

..continua..

TABELA 1B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	61	62	64	69
37 (LV) 0,45 m	vol (L)	1,95			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
43 (LV) 0,45 m	vol (L)	2,50			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
38 (LA) 0,45 m	vol (L)	2,20			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
44 (LA) 0,45 m	vol (L)	2,75			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
14 (LA) 0,90 m	vol (L)	3,75	1,60		
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
17 (LA) 0,90 m	vol (L)	3,70	2,24		
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
23 (LA) 0,90 m	vol (L)	3,90	2,15		
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
19 (LV) 0,90 m	vol (L)	4,75			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
25 (LV) 0,90 m	vol (L)	2,70			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
31 (LV) 0,90 m	vol (L)	1,30			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
7 (LV) 1,80 m	vol (L)	4,25	5,75	3,50	3,10
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
10 (LV) 1,80 m	vol (L)	5,25	6,75	4,07	3,25
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
8 (LA) 1,80 m	vol (L)	3,40	5,00	3,80	4,27
	conc.(mg/L)				0,26
	quant.(mg)				1,13
11 (LA) 1,80 m	vol (L)	3,50	5,1	4,08	5,50
	conc.(mg/L)				0,22
	quant.(mg)				1,21

..continua..

TABELA 1B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	81	83	84	84
37 (LV) 0,45 m	vol (l.)		5,00	14,10	0,80
	conc.(mg/L)		0,20		
	quant.(mg)		1,20		
43 (LV) 0,45 m	vol (l.)	1,16	5,10	12,28	1,75
	conc.(mg/L)	0,38			
	quant.(mg)	0,44			
38 (LA) 0,45 m	vol (l.)		4,90	13,10	1,30
	conc.(mg/L)		0,09		
	quant.(mg)		0,44		
44 (LA) 0,45 m	vol (l.)		5,50	14,05	1,10
	conc.(mg/L)		0,05		
	quant.(mg)		0,28		
14 (LA) 0,90 m	vol (l.)		6,65	12,80	3,50
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
17 (LA) 0,90 m	vol (l.)	4,33	5,06	9,75	4,47
	conc.(mg/L)	N.D.			
	quant.(mg)	N.D.			
23 (LA) 0,90 m	vol (l.)		6,75	10,25	4,26
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
19 (LV) 0,90 m	vol (l.)	14,87	14,85	14,53	3,10
	conc.(mg/L)	0,10			
	quant.(mg)	1,49			
25 (LV) 0,90 m	vol (l.)	4,35	8,00	12,43	4,00
	conc.(mg/L)	0,88	0,47		
	quant.(mg)	3,83	3,76		
31 (LV) 0,90 m	vol (l.)			9,53	2,57
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
7 (LV) 1,80 m	vol (l.)		3,00	5,00	5,60
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
10 (LV) 1,80 m	vol (l.)		1,80	3,50	4,75
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
8 (LA) 1,80 m	vol (l.)			2,60	3,25
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
11 (LA) 1,80 m	vol (l.)	5,25		8,20	3,60
	conc.(mg/L)	0,30			
	quant.(mg)	1,58			

..continua..

TABELA 1B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	85	87	90
37 (LV) 0,45 m	vol (L)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
43 (LV) 0,45 m	vol (L)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
38 (LA) 0,45 m	vol (L)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
44 (LA) 0,45 m	vol (L)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
14 (LA) 0,90 m	vol (L)	2,50		
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
17 (LA) 0,90 m	vol (L)	3,70		
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
23 (LA) 0,90 m	vol (L)	3,40		
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
19 (LV) 0,90 m	vol (L)	1,75		
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
25 (LV) 0,90 m	vol (L)	2,00		
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
31 (LV) 0,90 m	vol (L)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
7 (LV) 1,80 m	vol (L)	7,50	7,50	2,20
	conc.(mg/L)			N.D.
	quant.(mg)			N.D.
10 (LV) 1,80 m	vol (L)	9,00	9,50	2,65
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
8 (LA) 1,80 m	vol (L)	4,22	5,10	2,20
	conc.(mg/L)			0,25
	quant.(mg)			0,55
11 (LA) 1,80 m	vol (L)	4,17	6,70	3,56
	conc.(mg/L)			0,17
	quant.(mg)			0,61

...continua..

TABELA 1B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	131	148	150
37 (LV) 0,45 m	vol (l.)	1,62		
	conc.(mg/L)	0,12		
	quant.(mg)	0,19		
43 (LV) 0,45 m	vol (l.)	5,25		2,50
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.
	quant.(mg)	N.D.		N.D.
38 (LA) 0,45 m	vol (l.)	3,55		
	conc.(mg/L)	N.D.		
	quant.(mg)	N.D.		
44 (LA) 0,45 m	vol (l.)	1,30		1,30
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.
	quant.(mg)	N.D.		N.D.
14 (LA) 0,90 m	vol (l.)	5,20		4,94
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.
	quant.(mg)	N.D.		N.D.
17 (LA) 0,90 m	vol (l.)	10,00		10,75
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.
	quant.(mg)	N.D.		N.D.
23 (LA) 0,90 m	vol (l.)	3,60	1,80	4,94
	conc.(mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.
	quant.(mg)	N.D.	N.D.	N.D.
19 (LV) 0,90 m	vol (l.)	9,50	3,55	4,84
	conc.(mg/L)	N.D.		N.D.
	quant.(mg)	N.D.		N.D.
25 (LV) 0,90 m	vol (l.)	10,60	2,28	7,10
	conc.(mg/L)	0,11	0,11	0,06
	quant.(mg)	1,17	0,25	0,43
31 (LV) 0,90 m	vol (l.)			
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
7 (LV) 1,80 m	vol (l.)		7,00	
	conc.(mg/L)		0,02	
	quant.(mg)		0,14	
10 (LV) 1,80 m	vol (l.)		9,00	
	conc.(mg/L)		N.D.	
	quant.(mg)		N.D.	
8 (LA) 1,80 m	vol (l.)		13,00	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
11 (LA) 1,80 m	vol (l.)		5,80	
	conc.(mg/L)		0,10	
	quant.(mg)		0,58	

**TABELA 2B. Volume de água percolada, concentração e quantidade total de resíduos de triadimenol na água percolada, nas diferentes datas após a aplicação de Photon® nos lisímetros de Latossolo Vermelho Acriférico Típico (LV) e Latossolo Amarelo Distroférico Típico (LA).**

Lisímetro	Dias após a aplicação	11	12	13	16-A
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	0,43	9,49		10,00
	conc.(mg/L)	0,06	0,04		0,03
	quant.(mg)	0,03	0,38		0,30
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	3,96	9,88		10,00
	conc.(mg/L)	N.D.	0,01		0,03
	quant.(mg)	N.D.	0,10		0,30
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	2,38	7,48		10,00
	conc.(mg/L)	1,50	0,64		0,50
	quant.(mg)	3,57	4,79		5,00
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	6,82	9,23		10,00
	conc.(mg/L)	1,10	0,48		1,00
	quant.(mg)	7,50	4,43		10,00
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)		6,10		10,00
	conc.(mg/L)		N.D.		
	quant.(mg)		N.D.		
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)			2,38	10,00
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)			10,00	9,00
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)				10,00
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)				10,00
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)				10,00
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				

..continua..

TABELA 2B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	16-B	17	19-A	19-B
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	5,80	5,10	10,00	3,00
	conc.(mg/L)			0,06	
	quant.(mg)			0,60	
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	6,40	3,60	10,00	
	conc.(mg/L)			0,07	
	quant.(mg)			0,68	
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	5,60	5,80	10,0	8,90
	conc.(mg/L)			0,24	
	quant.(mg)			2,40	
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	6,00	4,50	10,00	2,40
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	4,75	8,50	10,0	4,80
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)	4,96	10,00	10,0	8,80
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	6,00	9,87	10,00	7,10
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	4,87	10,00	7,00	
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	5,00	10,05	10,00	7,80
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	5,00	7,80	10,00	5,00
	conc.(mg/L)			0,06	
	quant.(mg)			0,56	

...continua...

TABELA 2B Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	20	24	33	34
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)				2,10
	conc.(mg/L)				0,02
	quant.(mg)				0,04
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)				3,74
	conc.(mg/L)				0,03
	quant.(mg)				0,12
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	1,40			2,80
	conc.(mg/L)				0,21
	quant.(mg)				0,59
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	1,20	0,67		3,27
	conc.(mg/L)				0,30
	quant.(mg)				0,97
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	1,25			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)	1,30			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	2,90		3,20	2,30
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,80	1,70		2,98
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,40	3,05		2,91
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,70	1,42		3,00
	conc.(mg/L)				0,03
	quant.(mg)				0,08

...continua...



TABELA 2B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	41	46	46	47
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	10,55	13,23	2,00	4,30
	conc.(mg/L)	0,04	0,08		
	quant.(mg)	0,46	0,99		
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	11,15	14,28	1,56	4,40
	conc.(mg/L)	0,06	0,14		
	quant.(mg)	0,62	2,06		
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	10,00	14,11	2,10	4,05
	conc.(mg/L)	0,20	0,92		
	quant.(mg)	2,00	12,98		
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	11,10	14,97	1,50	4,00
	conc.(mg/L)	0,57	0,29		
	quant.(mg)	6,33	4,34		
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	9,56	13,10	2,10	3,30
	conc.(mg/L)	N.D.	N.D.		
	quant.(mg)	N.D.	N.D.		
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)		10,20	3,05	1,90
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	13,50	14,00	2,20	4,30
	conc.(mg/L)	N.D.			
	quant.(mg)	N.D.			
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	11,70	14,50	2,50	4,47
	conc.(mg/L)	N.D.	N.D.		
	quant.(mg)	N.D.	N.D.		
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	11,20	13,00	3,20	4,21
	conc.(mg/L)	N.D.			
	quant.(mg)	N.D.			
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	10,50	12,89	2,10	3,50
	conc.(mg/L)	0,04	0,04		
	quant.(mg)	0,46	0,57		

..continua..

TABELA 2B. Cont

Lisímetro	Dias após a aplicação	48	50	52	55
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	10,20		11,80	5,00
	conc.(mg/L)			0,09	0,07
	quant.(mg)			1,06	0,35
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	10,20		12,10	4,85
	conc.(mg/L)			0,20	0,17
	quant.(mg)			2,42	0,82
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	10,20		10,24	5,15
	conc.(mg/L)			0,16	0,15
	quant.(mg)			1,66	0,77
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	8,23		10,83	4,55
	conc.(mg/L)			0,28	0,33
	quant.(mg)			2,98	1,50
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	8,90		10,40	5,05
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)			6,30	2,06
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	9,30	8,10	14,89	0,25
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	8,10	7,60	14,10	0,70
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	8,76	7,30	14,20	0,57
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	9,75	5,55	12,30	9,50
	conc.(mg/L)			0,06	0,07
	quant.(mg)			0,74	0,07

..continua..

TABELA 2B. Cont.

Lisímetro	Dias após a aplicação	58	59	59	60
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	12,70	2,70	12,10	5,90
	conc.(mg/L)	0,11			0,10
	quant.(mg)	1,40			0,59
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	11,20	2,70	13,70	2,45
	conc.(mg/L)	0,25			0,19
	quant.(mg)	2,80			0,47
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	7,80	2,00	10,00	4,48
	conc.(mg/L)	0,15			0,10
	quant.(mg)	1,17			0,42
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	10,10	2,10	10,50	2,80
	conc.(mg/L)	0,32			0,23
	quant.(mg)	3,23			0,64
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	8,90	2,23	7,25	7,70
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)	1,30	0,90	1,80	8,10
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	11,00	3,50	5,90	9,05
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	7,78	2,43	4,20	8,95
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	9,40	1,90	3,25	10,8
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	8,00	8,90	5,53	5,53
	conc.(mg/L)	0,05			0,06
	quant.(mg)	0,40			0,33

...continua...

TABELA 2B. Cont

Lisímetro	Dias após a aplicação	61	62	81	83
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	2,55		4,20	9,10
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	2,65		1,75	11,20
	conc.(mg/L)			0,13	
	quant.(mg)			0,23	
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	2,60		5,25	4,18
	conc.(mg/L)			0,06	
	quant.(mg)			0,32	
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	2,55		4,55	3,25
	conc.(mg/L)			0,08	
	quant.(mg)	0,39		0,36	
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	2,65			10,10
	conc.(mg/L)				N.D.
	quant.(mg)				N.D.
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)	1,70			
	conc.(mg/L)				
	quant.(mg)				
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	3,85	1,55	7,25	9,25
	conc.(mg/L)			N.D.	N.D.
	quant.(mg)			N.D.	N.D.
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,75	2,40	3,10	6,41
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,75	2,00	3,20	7,00
	conc.(mg/L)			N.D.	
	quant.(mg)			N.D.	
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	3,75	2,30	6,23	2,50
	conc.(mg/L)			0,04	
	quant.(mg)			0,25	

..continua..

TABELA 2B. Cont

Lisímetro	Dias após a aplicação	84	84	85
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	13,94	1,25	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	14,35	0,70	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	11,25	10,00	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	11,75	0,75	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)	14,50	2,60	1,20
	conc.(mg/L)	N.D.		
	quant.(mg)	N.D.		
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)	8,00	4,34	1,60
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	14,28	3,75	2,25
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	12,00	3,60	2,75
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	12,44	3,40	2,32
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	8,00	1,83	2,00
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			

...continua...

TABELA 2B. Cont

Lisímetro	Dias após a aplicação	131	148	150
34 (LV) 0,45 m	vol.(L)	6,00		1,00
	conc.(mg/L)	0,02		0,04
	quant.(mg)	0,12		0,04
40 (LV) 0,45 m	vol.(L)	11,50		6,60
	conc.(mg/L)	0,21		0,15
	quant.(mg)	2,42		0,99
35 (LA) 0,45 m	vol.(L)	5,20		3,30
	conc.(mg/L)	0,04		0,08
	quant.(mg)	0,21		0,26
41 (LA) 0,45 m	vol.(L)	4,70		
	conc.(mg/L)	0,05		
	quant.(mg)	0,24		
13 (LV) 0,90 m	vol.(L)		2,55	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
16 (LV) 0,90 m	vol.(L)		5,56	
	conc.(mg/L)			
	quant.(mg)			
22 (LV) 0,90 m	vol.(L)	11,00	7,00	7,10
	conc.(mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.
	quant.(mg)	N.D.	N.D.	N.D.
20 (LA) 0,90 m	vol.(L)	6,50	1,78	6,00
	conc.(mg/L)	N.D.	0,02	0,02
	quant.(mg)	N.D.	0,04	0,12
29 (LA) 0,90 m	vol.(L)	5,12	2,85	6,25
	conc.(mg/L)	N.D.	N.D.	0,01
	quant.(mg)	N.D.	N.D.	0,06
53 (LA) 0,90 m	vol.(L)	1,94		
	conc.(mg/L)	0,01		
	quant.(mg)	0,02		