

KARINE ALMEIDA LAGE

**EFEITO DA REMOÇÃO DE FRAÇÕES DE SOLO, DA ADIÇÃO DE
MATÉRIA ORGÂNICA E DO TEMPO DE INCUBAÇÃO NA
ADSORÇÃO DO ALDICARBE**

Tese Apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Agroquímica, para obtenção do
Título de “Magister Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2001

KARINE ALMEIDA LAGE

**EFEITO DA REMOÇÃO DE FRAÇÕES DE SOLO, DA ADIÇÃO DE
MATÉRIA ORGÂNICA E DO TEMPO DE INCUBAÇÃO NA
ADSORÇÃO DO ALDICARBE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, para obtenção do Título de “Magister Scientiae”.

APROVADA: 20 de abril de 2001.

Prof.^o José Humberto de Queiroz
(Conselheiro)

Prof.^o Raul Narciso Carvalho Guedes
(Conselheiro)

Prof.^o Cláudio Pereira Jordão

Prof.^o Maria do Carmo Hespanhol da Silva

Prof.^a Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz
(Orientadora)

A Deus, por toda a minha vida.

Aos meus pais, Domingos e Maria, pelo amor e paciência.

Aos meus irmãos, Maria; Sidney; Márcio; Lêda e Lídia, pelo incentivo e apoio.

Aos meus sobrinhos, cunhadas e cunhado, pela compreensão.

Ao Camilo, pelo apoio, dedicação, conselhos, amor e paciência.

A minha orientadora, Maria Eliana, que tive a oportunidade de desfrutar de seu companheirismo, orientação, compreensão, confiança, amizade e carinho.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade para realização do Curso.

A CNPq, pelo apoio financeiro concedido.

Ao professor Antônio Augusto Neves, pelos sábios conselhos, disponibilidade e amizade.

Aos professores Raul Narciso Carvalho Guedes e José Humberto de Queiroz, pela valiosa colaboração como conselheiros.

Aos professores Cláudio Pereira Jordão e Maria do Carmo Hespanhol da Silva, pela contribuição para o aperfeiçoamento do trabalho.

Aos companheiros de laboratório: Araceli, Fábio, Cristina, Simone, Lúcia, pela colaboração e estímulo.

À Raquel, Cristina (Pitu), Maria Aparecida, amigas de república, pela amizade e convivência agradável.

A todos que contribuíram para a realização e melhoria deste trabalho, o meu muito obrigado.

E, principalmente, a Deus, que me deu a oportunidade de realizar este ideal.

BIOGRAFIA

KARINE ALMEIDA LAGE, filha de Domingos Pires Lage e Maria José de Almeida Lage, nasceu em 13 de maio de 1975, em Itabira-MG.

Em fevereiro de 1995, iniciou o Curso de Química Industrial na Universidade Vale do Rio Doce (UNIVALE), diplomando-se em dezembro de 1998.

Em abril de 1999, iniciou o Curso de Pós-Graduação em Agroquímica, “Química Analítica e Química Ambiental”, na Universidade Federal de Viçosa - MG, defendendo tese em 20 de abril de 2001.

ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Considerações Gerais.....	3
2.2. Inseticidas.....	4
2.3. Aldicarbe.....	5
2.4. Comportamento dos Pesticidas no Solo.....	7
2.5. Persistência e Degradação dos Pesticidas.....	7
2.6. Lixiviação.....	9
2.7. Adsorção.....	9
2.7.1. Adsorção pela Matéria Orgânica.....	11
2.7.2. Adsorção pelos Óxidos de Ferro Amorfos.....	12
2.8. Isotermas de Adsorção.....	13
2.9. Métodos de Avaliação de Resíduos de Agrotóxicos.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1. Caracterização do Solo.....	20

3.2. Caracterização do Material Orgânico Seco.....	21
3.3. Tratamentos da Amostra para o Estudo da Adsorção.....	21
3.3.1. Remoção da Matéria Orgânica do Solo.....	21
3.3.2. Remoção de Óxidos de Ferro Amorfos do Solo sem Matéria Orgânica.....	23
3.4. Avaliação da Adsorção do Aldicarbe por Diferentes Amostras.....	23
3.4.1. Avaliação da Remoção de Frações do Solo na Adsorção do Aldicarbe.....	24
3.4.2. Avaliação da Adição de Matéria Orgânica às Diferentes Amostras.....	24
3.4.3. Avaliação do Tempo de Incubação das Amostras de Solo.....	25
3.5. Preparo de Soluções de Aldicarbe.....	25
3.6. Análise Cromatográfica.....	26
3.6.1. Otimização das Condições de Análise do Aldicarbe.....	26
3.6.2. Limite de Detecção para o Aldicarbe.....	27
3.6.3. Linearidade de Resposta do Detector.....	27
3.7. Estudos Preliminares para a Adsorção do Aldicarbe.....	27
3.7.1. Determinação do Solvente Extrator.....	28
3.7.2. Determinação do Tempo de Equilíbrio.....	28
3.7.3. Determinação da Faixa de Concentração do Aldicarbe no Estudo da Adsorção.....	29
3.8. Estudo da adsorção do aldicarbe.....	29
3.9. Análise e Quantificação do Aldicarbe.....	30

3.9.1. Determinação da Quantidade de Aldicarbe Adsorvido pelas Amostras de Solo.....	30
3.10. Isoterma de Freundlich.....	30
3.11. Tratamentos dos Dados segundo a Equação de Freundlich.....	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1. Análise Cromatográfica do Aldicarbe.....	32
4.1.1. Limite de Detecção.....	33
4.1.2. Linearidade de Resposta.....	34
4.2. Estudo da Eficiência da Extração do Aldicarbe de Soluções Aquosas.....	34
4.2.1. Solvente Extrator.....	34
4.2.2. Tempo de Equilíbrio.....	35
4.2.3. Faixa de Concentração.....	36
4.3. Estudo da Adsorção do Aldicarbe pela Isoterma de Freundlich.....	37
4.3.1. Efeito da Remoção de Frações do Solo na Adsorção do Aldicarbe.....	38
4.3.2. Efeito do Material Orgânico Seco na Adsorção do Aldicarbe.....	39
4.3.3. Efeito Simultâneo da Adição de Material Orgânico Seco (MOS) e do Tempo de Incubação no Estudo da Adsorção do Aldicarbe.....	41
4.3.3.1. Solo Coletado no Campo (SCC).....	42

4.3.3.2. Solo sem Matéria Orgânica (SMO).....	43
4.3.3.3. Solo sem Matéria Orgânica e sem Óxidos de Ferro Amorfos (SFeA).....	45
5. CONCLUSÕES.....	47
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
APÊNDICE.....	55

RESUMO

LAGE, Karine A., M.S., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2001, **Efeito da remoção de frações de solo, da adição de matéria orgânica e do tempo de incubação na adsorção do aldicarbe**. Orientadora: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz. Conselheiros: José Humberto de Queiroz e Raul Narciso Carvalho Guedes.

Este trabalho teve como objetivo estudar a adsorção do aldicarbe, princípio ativo do “Temik 150G”, em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, associado a diferentes proporções de um material orgânico seco, com diferentes tempos de incubação, bem como a influência da remoção da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos. O estudo da adsorção do aldicarbe pelas diferentes amostras sólidas foi realizado pela determinação do aldicarbe na solução de equilíbrio e por diferença, a quantidade adsorvida na amostra. O aldicarbe foi extraído utilizando clorofórmio, uma vez que este solvente apresentou um rendimento de extração acima de 94%. O tempo necessário para atingir o equilíbrio entre o aldicarbe e a amostra foi de 30 minutos. Para o estudo da adsorção do aldicarbe, foi adicionado material orgânico seco às amostras (solo (coletado no campo, solo sem matéria orgânica e solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos), nas proporções de 0, 5, 15 e 30% incubados por 0, 50, 100 e 150 dias, com umidade próxima da capacidade de campo (50%). A essas amostras foi adicionado aldicarbe na faixa de concentração de 5 a 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Analisou-se o produto extraído por cromatografia gasosa, utilizando um detector de ionização em chama (FID). A adsorção do aldicarbe foi avaliada pelo tratamento matemático dos dados, segundo a equação de Freundlich, através dos coeficientes K_f (capacidade de adsorção) e $1/n$

(linearidade da isoterma) e pela análise de regressão múltipla. Os resultados mostraram que há participação de todas as frações do solo no processo de

ix

adsorção. A remoção da fração matéria orgânica do solo causou aumento na capacidade adsortiva; e a remoção dos óxidos de ferro amorfos causou um aumento da adsorção em baixas concentrações e uma redução em altas concentrações de aldicarbe. O tempo de incubação de 60-120 dias influenciou a adsorção de aldicarbe, aumentando a capacidade adsortiva das amostras de solo.

ABSTRACT

LAGE, Karine A., M.S., Universidade Federal de Viçosa, April, 2001, **Effect of the removal of soil fractions, of the addition of organic material and of the time of incubation in the adsorption of the aldicarb.** Advisor: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz. Committee Members: José Humberto de Queiroz and Raul Narciso Carvalho Guedes.

This study had as objective to investigate the adsorption of the aldicarb, the active principle of " Temik 150G ", in a dystrophic Red-Yellow Latosol, associated with different proportions of a dry organic material, with different times of incubation, as well as the influence of the removal of the organic matter and of amorphous iron oxides. The study of the adsorption of the aldicarb by the different solid samples was accomplished by the determination of the aldicarb in the equilibrium solution and, by difference, the amount adsorbed in the sample. The aldicarb was extracted using chloroform, since this solvent presented an extraction yield above 94%. The time necessary to reach the equilibrium between the aldicarb and the sample was of 30 minutes. For the study of the adsorption of the aldicarb, dry organic material was added to the samples (soil collected in the field, soil without organic matter and soil without organic matter and without amorphous iron oxides), in the proportions of 0, 5, 15 and 30% incubated for 0, 50, 100 and 150 days, with humidity close to the field capacity (50%). To those samples aldicarb was added in the concentration range of 5 to 150 mg mL⁻¹. The extracted product was analyzed by gas chromatography, using an ionization detector (FID). The adsorption of the aldicarb was evaluated by the mathematical treatment of the data, according to the Freundlich equation,

through the coefficients K_f (capacity of adsorption) and $1/n$ (linearity of the isotherm) and by multiple regression analysis. The results showed that there is

xi

participation of all the fractions of the soil in the process of adsorption. The removal of the organic matter fraction of the soil caused increase in the adsorptive capacity; and the removal of the amorphous iron oxides caused an increase in adsorption in low concentrations and a reduction in high aldicarb concentrations. The time of incubation of 60-120 days influenced the aldicarb adsorption, increasing the adsorptive capacity of the soil samples.

1. INTRODUÇÃO

Os grandes sistemas de produção agrícola fazem uso excessivo de pesticidas (inseticidas, nematocidas, acaricidas, herbicidas, fungicidas e outros), freqüentemente sem os devidos cuidados, levando assim, a alterações agroambientais e, ao aparecimento de pragas resistentes, que por vez aumenta a demanda por novos produtos, acarretando mais impactos ao ambiente, com conseqüentes problemas para agricultores e consumidores.

Os pesticidas geralmente são pulverizados sobre as plantas, mas existem alguns herbicidas e certos inseticidas granulados sistêmicos que são aplicados diretamente no solo. Quando aplicados no solo, os pesticidas podem se deslocar de acordo com o movimento da água e seu comportamento depende de vários fatores, tais como: características físicas do solo, formulação do pesticida, tipo de cultura, presença de microrganismos no solo, teor e qualidade de matéria orgânica.

Apesar da grande variedade de compostos químicos utilizados no controle de insetos, a grande maioria pertence a quatro classes: os pesticidas organofosforados, carbamatos, piretróides e organoclorados, sendo o último usado com restrições em virtude da sua alta persistência no ambiente.

Os carbamatos merecem destaque por apresentarem vantagens em relação aos demais inseticidas, devido às seguintes características: são hidrofílicos e rapidamente degradáveis, principalmente os sistêmicos; são quimicamente instáveis e não persistentes; facilmente degradados por enzimas, apresentam toxicidade variável de baixa a alta para animais superiores.

Dentre os vários carbamatos, o Temik 150G, antes produzido pela Rhodia Agro Ltda, se destaca por ser utilizado em culturas de grande escala, tais como: café, feijão, banana, cana-de-açúcar, entre outras. Este é um pesticida

sistêmico, que tem como princípio ativo, o aldicarbe ou 2-metil-2-(metiltio)-propionaldeído-O-(metilcarbamoil)-oxima, com ação acaricida, nematicida e inseticida.

O aldicarbe tem sido recomendado para o controle do bicho-mineiro e dos nematóides das galhas do cafeeiro, principalmente, por ter baixa persistência no solo. Entretanto, vários estudos têm demonstrado que este tem alto potencial de lixiviação, podendo causar contaminação do ambiente.

O processo de lixiviação depende basicamente do movimento das águas e das interações do composto com a matriz do solo, em especial a adsorção. Assim, para se avaliar o potencial de contaminação do solo por um pesticida é imprescindível o conhecimento das propriedades adsorptivas das frações do solo em relação ao princípio ativo.

Neste trabalho, procurou-se estudar o fenômeno de adsorção do aldicarbe por amostras de solo coletado no campo (SCC), das quais foram retiradas algumas de suas frações: matéria orgânica (SMO) e óxidos de ferro amorfos (SFeA), com a finalidade de saber qual a contribuição da matéria orgânica, dos óxidos de ferro amorfos e do tempo de incubação na adsorção do aldicarbe.

Essas amostras foram associadas a diferentes quantidades de um material orgânico seco (0, 5, 15 e 30%), incubadas por 0, 50, 100 e 150 dias, com umidade próxima da capacidade de campo (50%). A essas amostras foram adicionadas diferentes concentrações de aldicarbe, na faixa de 5 a 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

O solo utilizado neste trabalho é proveniente da região da Zona da Mata Mineira. O fenômeno de adsorção foi avaliado pelos parâmetros da isoterma de Freundlich, determinada pela quantidade de aldicarbe adsorvida pela amostra de solo, em contato com solução aquosa de aldicarbe e, analisado estatisticamente o efeito simultâneo da porcentagem de material orgânico seco e do tempo de incubação para o SCC, SMO, SFeA e material orgânico seco (MOS), pela regressão múltipla, mediante o ajuste de curva do Sigma Plot 2000 – modelo Gaussian.

O produto extraído dessa solução foi analisado e quantificado por cromatografia gasosa (CG), utilizando um detector por ionização em chama (FID).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Considerações Gerais

A agricultura voltada para o aumento da produtividade tem sido a principal responsável pelas grandes alterações agroambientais, envolvendo os compartimentos água-solo-planta. A evidência desse fato pode ser comprovada nos grandes sistemas de produção, que adotam as chamadas práticas com alta entrada de insumos. É comum nesses sistemas, aplicação maciça de pesticidas (fungicidas, inseticidas, nematicidas, acaricidas e outros), freqüentemente, sem os devidos cuidados em relação à dose recomendada, e às características físico-químicas desses produtos, bem como as propriedades do solo, tais como: textura, estrutura, profundidade do perfil e taxa de infiltração de água (GOMES, 1997).

O consumo de pesticidas no Brasil tem aumentado significativamente, e de forma mais expressiva em cinco culturas: batata, cana-de-açúcar, soja, citros e tomate. Segundo o IBGE (1993), só nas culturas de citros foram utilizadas mais de 11 mil toneladas de ingredientes ativos de pesticidas. O total aplicado em 1990, em todas as culturas acima mencionadas ultrapassou, 60 mil toneladas (GOMES, 1997).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), o Brasil é um dos países que mais exageram na aplicação de pesticidas, principalmente na horticultura, onde se utiliza até 10 mil litros de calda por hectare (UNESP RURAL, 2000).

A aplicação indiscriminada e excessiva de qualquer tipo de pesticida pode levar à intoxicação do aplicador, à contaminação do ambiente e ao

aparecimento de pragas resistentes, induzindo ao uso de doses cada vez mais elevadas ou ao emprego de produtos mais tóxicos.

A segurança das condições de trabalho com pesticidas pode ser quantificada através da avaliação do risco de intoxicação, cuja intensidade está em função de dois fatores principais: a toxicidade e a exposição. No Brasil, a segurança no uso de pesticidas tem se restringido à recomendação, nem sempre técnica, do uso de equipamentos de proteção individual (UNESP RURAL, 2000).

2.2. Inseticidas

Os pesticidas são substâncias químicas destinadas ao controle de pragas e doenças de culturas agrícolas, sendo classificados, quanto à natureza, em organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides, neonicotinóides, fenilpirazóis e outros.

Os organoclorados apresentam algumas características, como, por exemplo, baixa solubilidade em água, alta solubilidade em tecido gorduroso; moderada a alta toxicidade para mamíferos e muito persistentes. Pela sua alta persistência no ambiente, os mesmos têm o seu uso restrito, mas ainda têm sido usados pela sua eficiência e baixo custo de produção (WARE, 1994).

Os organofosforados apresentam, toxicidade variando de baixa a alta para animais superiores; normalmente bem mais tóxicos para vertebrados do que os clorados, mas utilizados em larga escala por serem menos persistentes do que estes (WARE, 1994).

Os piretróides apresentam como características gerais: inseticidas sintéticos derivados das piretrinas naturais; pouco persistentes; de ação por contato; pouco voláteis; altamente lipofílicos; muito tóxicos a insetos, e de muito baixa toxicidade para mamíferos (WARE, 1994).

Os carbamatos são derivados do ácido carbâmico. Sua toxicidade para o homem é considerada de alta a média. Estes provocam intoxicações agudas com o aparecimento de alguns sintomas facilmente detectáveis, como por exemplo:

náuseas, dor de cabeça, salivação abundante, cólica intestinal, edema pulmonar, coma, morte e outros (GUERRA et al., 1976).

Os carbamatos apresentam vantagens em relação aos demais pesticidas por serem rapidamente degradados nos organismos dos animais, sendo o tempo médio para este fenômeno de 2 a 3 dias. Não se acumulam nos tecidos gordurosos e são prontamente eliminados pelas fezes e pela urina (GUERRA et al., 1976). São inibidores da atividade da enzima acetilcolinesterase e se degradam rapidamente no ambiente e “in vivo”, não se acumulando no organismo.

Existe um grande número de pesticidas carbamatos que são sistêmicos, indicando que eles têm uma solubilidade em água que lhes permite serem aplicados no solo e translocados via apoplasto para as várias regiões das plantas. Os sistêmicos também são aplicados em sementes, tubérculos e bulbos que, ao germinarem, já apresentam o pesticida circulando com a seiva (MARICONI, 1985).

Um carbamato sistêmico granulado com ação inseticida-acaricida-nematicida e que vem sendo utilizado em diversas culturas, como por exemplo, café, feijão, banana, cana-de-açúcar, amendoim, milho e outras, é o Temik 150G, que apresenta como princípio ativo o aldicarbe.

2.3. Aldicarbe

Por ser a cafeicultura uma das principais atividades agrícolas de nosso país e pelo fato de a região da Zona da Mata Mineira ainda reservar uma grande área ao cultivo da mesma, este estudo focalizará sobre os resíduos do pesticida granulado sistêmico aldicarbe, usado na cultura do café.

O aldicarbe ou 2-metil-2-(metiltio)-propionato de O-(metilcarbamoil)-oxima, é o princípio ativo do Temik 150G, registrado inicialmente pela Rhodia Agro Ltda (Figura 1).

Aldicarbe



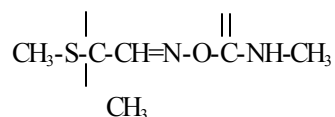


Figura 1. Estrutura do aldicarbe

O produto comercial granulado pertence à classe toxicológica I; considerado extremamente tóxico. Possui modo de ação por contato, sistêmico e menor ação por ingestão, com um poder residual, nos vegetais de 70 a 75 dias e na solução do solo de 5 a 7 semanas. Apresenta DL_{50} oral de 0,93 mg/kg/peso vivo e DL_{50} dermal de 2 a 5 mg/kg/peso vivo; seus resíduos não se acumulam nos tecidos gordurosos, nem são detectados no leite. Sua aplicação deve ocorrer até 80 dias antes da colheita (GUERRA et al. 1976).

O aldicarbe é degradado em dois compostos: aldicarbe sulfóxido e aldicarbe sulfona, sendo o aldicarbe sulfona menos tóxico. Esses produtos de degradação são eliminados nos animais em cerca de quatro dias em uma proporção de 85 a 98 % (MARICONI, 1985). A rota de degradação do aldicarbe é representada pela Figura 2.

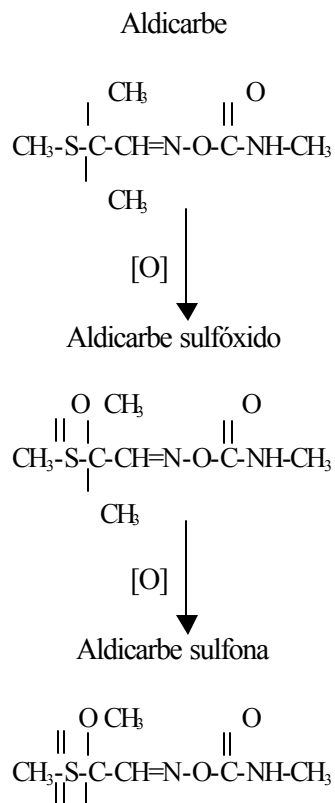


Figura 2. Rota de degradação do aldicarbe

As doses mínimas do aldicarbe são indicadas para pragas comuns ou ataques iniciais, principalmente em focos ou reboleiras. As altas dosagens servem para controlar ácaros e nematóides, bem como para as pragas do solo. Por este motivo, às vezes, as indicações atingem de 33 a 55 kg/hectare.

O aldicarbe deve ser incorporado ao solo em torno das plantas, em profundidades entre 15 a 20 cm. Aplicações mais superficiais efetuam-se nos tratamentos de sulcos, em uma profundidade entre 8 a 12 cm, acompanhando a profundidade da semeadura e plantação. É absorvido pelas raízes no tempo máximo de 24 horas.

O aldicarbe vem sendo usado principalmente para controle de pragas do cafeeiro, bicho mineiro (*Leucoptera coffeella*) e nematóides de galhas (*Meloidogyne incognita*). Para o cafeeiro, a dose de Temik 150G recomendada é de 2 a 20 g/cova; o período de carência é de 90 dias (AGRO FIT, 1998) e a tolerância de princípio ativo para grãos verdes é de 0,1 ppm (EPA-USA, 2001).

2.4. Comportamento dos Pesticidas no Solo

No solo, a mobilidade e a degradação dos pesticidas são influenciadas por vários fatores. No caso do primeiro mecanismo, os fatores mais importantes incluem a adsorção ao solo, absorção do produto por animais e plantas e lixiviação. No caso do segundo mecanismo, os fatores mais importantes envolvem a atividade microbiológica, estabilidade química, biodegradação e fotodecomposição (GOMES, 1997).

A adsorção de produtos pelo solo, depende não só das características físico-químicas dos pesticidas, como das propriedades dos mesmos e dos fatores ambientais, tais como: temperatura, pressão, umidade, etc., os quais devem ser considerados quando se quer estudar a interação desses compostos no solo.

2.5. Persistência e Degradação dos Pesticidas

A persistência dos pesticidas no meio ambiente é influenciada por fatores relacionados ao composto, tais como: volatilidade, propriedades químicas, modo de aplicação do produto e a sua formulação; e também por fatores ambientais, como tipo de solo, umidade, ação microbiológica, luz, temperatura, vento, etc. (MUSUMECI, 1992). Em temperaturas inferiores a 10 °C, por exemplo, a ação de alguns pesticidas é minimizada e de outros é maximizada. O aumento da temperatura diminui a persistência pelo aumento da pressão de vapor (OLIVEIRA, 1999).

A persistência dos pesticidas aplicados no solo não deve durar mais tempo que o necessário para controlar a praga em questão, caso contrário poderá causar danos ao meio ambiente (RACKE, 1990, citado por SOCCOL et al., 1995).

Dos pesticidas normalmente utilizados no controle de pragas, os organoclorados são os mais persistentes, levando meses, anos ou mesmo décadas para se decomporem (PASCHOAL, 1979; MUSUMECI, 1992).

O DDT, um inseticida organoclorado, de emprego intensivo no início da década de 70, apresenta meia-vida de cerca de três anos e, após 10 anos, cerca de 5 a 10 % do produto ainda permanecem no solo. Apresentava vantagens do baixo custo, eficácia generalizada, persistência e grau de toxidez bastante baixos para a espécie humana. No entanto, sua reduzida biodegradabilidade aliada à excessiva persistência, colocou-o sob mira dos protetores do meio ambiente, o que resultou em restrições ao seu emprego (BRADY, 1989).

Em relação aos organoclorados, os carbamatos são bem menos persistentes no solo, sendo a meia-vida desses compostos expressa em semanas; contudo, há uma grande preocupação com relação aos seus produtos de degradação por serem inibidores da enzima acetilcolinesterase (enzima responsável pela transmissão de estímulos nervosos entre os neurônios dos insetos). Em geral, os carbamatos são pouco persistentes, não deixando resíduos por longos períodos após a aplicação (EMBRATER, 1983).

Quanto à persistência nos solos, o aldicarbe está classificado como pouco residual ou rapidamente decomposto, pois perde sua atividade no solo dentro de 5 a 7 semanas, não significando que tenha sido completamente inativado dentro deste período, pois seus produtos de oxidação podem persistir por mais tempo.

2.6. Lixiviação

A lixiviação é o processo de dissolução e transporte de substâncias solúveis no solo, pelo movimento descendente das águas de chuva e de irrigação (MOURA, 1989).

A lixiviação pode ser vista como um ponto positivo quando aumenta a capacidade de movimentação de certos pesticidas pelo solo, fazendo com que alcancem mais eficazmente as sementes das plantas daninhas. Mas, por outro lado, quando há mobilidade excessiva, pode promover o contato do pesticida com as sementes da cultura, provocando-lhes fitotoxicidade (VELMINI, 1992), ou ainda, contaminar o meio ambiente.

O conteúdo e o tipo de matéria orgânica, a composição e a distribuição do tamanho das partículas do solo, o pH, a densidade aparente, o tamanho e a distribuição dos poros são as propriedades do solo que mais influenciam o processo de lixiviação (ARIENZO et al., 1994). A sorção é um dos principais processos que regulam a lixiviação de pesticidas no solo (BRADY, 1989). Para os pesticidas de elevada capacidade sorbiva, o conteúdo de matéria orgânica é geralmente o fator mais importante, pois quanto mais alto este teor, menor a lixiviação (ARIENZO et al., 1994).

2.7. Adsorção

Quando determinadas substâncias entram em contato com uma superfície inicialmente limpa, parte desta fica retida na interface. A este fenômeno dá-se o nome de adsorção. A superfície é chamada de adsorvente e a substância de adsorvato.

A adsorção é um fenômeno físico-químico que, no solo, resulta da interação que ocorre entre a fase sólida, representada pelas micelas formadas por colóides inorgânicos, orgânicos e organominerais, e a fase líquida, representada pela solução do solo, onde estão dissolvidos os íons (SILVA, 1999).

Em virtude da porosidade nas superfícies, é possível que ocorra além da adsorção, absorção e precipitação. Como nem sempre se consegue separar experimentalmente adsorção de absorção e de precipitação, utiliza-se o termo geral sorção para caracterizar os fenômenos. Na adsorção há formação de camadas moleculares na superfície de uma partícula de solo; na precipitação há formação de uma fase sólida separada nas superfícies e na absorção ocorre a penetração sob forma molecular de substâncias nas partículas de solo e organismos. O entendimento do processo de adsorção é de grande utilidade quando se trabalha com interação solo-nutriente (REIS, 1992).

Os processos de adsorção são comumente classificados de acordo com a natureza das fases que constituem o sistema e com os tipos de forças que atuam na superfície. Levando em consideração os tipos de forças que agem na superfície, pode-se distinguir dois tipos de adsorção: (1) a adsorção física, que envolve a ligação entre o adsorvente e o adsorvato por forças de van der Waals; (2) a adsorção química, ou quimiossorção, que envolve ligações químicas covalentes e (3) interações iônicas, que envolve a existência de cargas na superfície dos colóides (SILVA, 1999).

A adsorção de pesticidas é bastante influenciada por algumas propriedades específicas do solo, como teor e tipo de argila, teor de matéria orgânica, pH, temperatura e umidade do solo (HANCE, 1980, citado por GOMES, 1997).

A adsorção é um processo chave para se entender o comportamento dos pesticidas, pois está diretamente relacionado aos processos de transporte, absorção e bioatividade destes no solo, influenciando diretamente na disponibilidade dos produtos para as plantas e na ação seletiva dos pesticidas pela interferência no seu deslocamento (BAILEY & WHITE, 1964).

O solo é um sistema trifásico constituído das fases sólida, líquida e gasosa. A fase sólida equivale a 50 % do solo. A fase líquida (25 %) compreende o solvente, os solutos, a água, que se encontra misturada a suspensões (variáveis de acordo com a constituição do solo), enquanto que a fase gasosa (25 %) é composta basicamente por N₂, O₂, H₂ e CO₂ (KOSKINEN & HARPER, 1990).

A fase sólida é formada pelos componentes mineral e orgânico que apresentam maior interesse quando se encontram na fração coloidal. Em cada uma dessas fases e, principalmente, nas interfaces, ocorrem reações que favorecem ou limitam a vida vegetal. Uma delas, a adsorção, ocorre em razão da existência de cargas na superfície dos colóides (GIESIKING, 1975, citado por ANDRADE, 2000).

Os principais componentes responsáveis pelas cargas nos colóides são: matéria orgânica e os óxidos de ferro amorfos.

2.7.1. Adsorção pela Matéria Orgânica

A matéria orgânica do solo é representada por resíduos animais e vegetais em estado de decomposição diverso, chamado húmus, que é o maior responsável pela adsorção de pesticidas no solo (SCHUMAN, 1988, TAVARES, 1996). A matéria orgânica encontra-se associada intimamente a componentes inorgânicos como: areia, silte, argila, óxidos de ferro e alumínio. As implicações do conjunto matéria orgânica-mineral do solo são importantes na adsorção de pesticidas nos solos (HAMAKER & THOMPSON, 1972).

As cargas negativas da matéria orgânica do solo, considerando sua origem e grau de decomposição, originam-se dos grupos carboxílicos, fenólicos, enólicos, amidas, e outros. Essas cargas são dependentes do pH.

A matéria orgânica é responsável por cerca de 30 a 65% da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos minerais e mais de 50% da dos solos arenosos e orgânicos, embora represente menos de 5% dos componentes sólidos (SCHUMAN, 1988).

As substâncias húmicas presentes na fase sólida podem concentrar as moléculas orgânicas na superfície, através de mecanismos de absorção, ou formar complexos solúveis, principalmente com os ácidos fúlvicos, controlando sua persistência, degradação, toxicidade, biodisponibilidade e mobilidade no solo (CANELLAS et al., 1999).

A fração de menor polaridade da matéria orgânica constituída por huminas, graxas, ceras, resinas e alcanos é mais efetiva na retenção de pesticidas não polares do que os ácidos húmicos (BRADY, 1989).

Para a redução do potencial de lixiviação e contaminação da água e do ambiente por pesticidas, várias hipóteses como: adsorção, absorção e outras, estão sendo estudadas. O processo de sorção é um processo-chave, controlando o movimento da molécula no solo, sendo importante a relação entre o k_d (coeficiente de partição) e a porcentagem do pesticida recuperado de colunas de solo.

Segundo TAVARES et al. (1996) em estudos da adsorção-dessorção do herbicida trifluralina em solo e em ácido húmico, foram encontrados valores de coeficientes de adsorção que determinaram que este é mais fortemente adsorvido na superfície do ácido húmico, diminuindo assim, sua mobilidade, do que no solo.

2.7.2. Adsorção pelos Óxidos de Ferro Amorfos

A fração mineral do solo é constituída por uma mistura de minerais sendo que suas espécies individuais variam consideravelmente quanto ao grau de cristalinidade e natureza das substituições iônicas na formação cristalina. Estas características variam de acordo com a natureza mineralógica sendo que diferentes tipos de argila possuem diferentes propriedades superficiais e desta forma, propriedades adsorptivas distintas (CALVET, 1980).

A fração argila dos solos apresenta grande importância por ser ativa e por participar de praticamente todos os processos físico-químicos que ocorrem no solo. A fração argila de solos tropicais é formada basicamente por minerais secundários como minerais de argila silicatados, óxidos, hidróxidos e

oxihidróxidos de ferro e de alumínio. São características dos minerais da fração argila: estado coloidal com a presença de cargas elétricas, adsorção de íons, e retenção de água. Além disso, apresentam plasticidade e aderência; são susceptíveis à dispersão e floculação; exibem dureza e tenacidade no estado seco; variam de volume conforme a umidade e desempenham papel importante na cor e agregação dos solos minerais (BRADY, 1989).

Os óxidos de Fe e de Al podem estar presentes no solo com diferentes graus de cristalinidade e hidratação, sendo que, quanto maior o grau de hidratação e menor o grau de cristalinidade, maior será sua capacidade de adsorção aniônica. Em geral, eles são minerais secundários de importância muito significativa nos solos de regiões tropicais, e nos solos brasileiros em particular. Apresentam cargas negativas ou positivas, dependendo do pH do meio, e por isso são chamados de argila de carga variável (BRADY, 1989).

Geralmente os óxidos de Fe têm alta superfície específica e devido a sua natureza química podem adsorver ânions, e metais pesados, o que os torna de alta importância agrícola e ambiental (SCHUMAN, 1988).

Óxidos e hidróxidos amorfos também participam nos fenômenos sortivos, porém em menor escala que os minerais de argila (KHAN, 1980). Quando associados à argila, os óxidos e hidróxidos amorfos passam a ser sistemas adsorventes eficientes (CALVET, 1980).

No estudo de investigação da importância dos sesquióxidos de ferro e alumínio e da matéria orgânica na adsorção de um herbicida do grupo das s-triazinas, foi observado que os sesquióxidos do solo tiveram uma grande capacidade de reter o produto, uma vez que, após a destruição da matéria orgânica, a remoção dos sesquióxidos por tratamento com DCB (ditionito-citrato-bicarbonato de sódio) causou uma redução substancial na intensidade de adsorção do herbicida (HUANG et al., 1984).

2.8. Isotermas de Adsorção

Avalia-se a sorção de um pesticida através da estimativa de coeficientes. Estes coeficientes são determinados a partir de isotermas de adsorção e são

denominados como coeficientes de partição solo-água, de sorção, de adsorção ou constantes de adsorção.

Uma isoterma de adsorção dá a dependência da quantidade adsorvida com a concentração de equilíbrio do adsorvato à temperatura constante. Ela descreve quantitativamente a adsorção de substâncias por um sólido (REIS, 1992).

As isotermas de adsorção podem ser derivadas por vários caminhos: (1) a partir de estudos cinéticos; (2) por meio de considerações nas condições de equilíbrio; e (3) com a ajuda da termodinâmica estatística (REIS, 1992).

Os pesticidas usados em aplicações no solo são em geral compostos eletricamente neutros, ou seja, não-ionizados. Vários trabalhos têm demonstrado que a sorção de compostos não-ionizados ocorre principalmente na matéria orgânica do solo.

De acordo com BRIGGS (1981), existe uma estreita correlação entre o valor de K_d , o teor de matéria orgânica do solo e a polaridade do pesticida, segundo equação abaixo:

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

onde:

K_d : coeficiente de partição que determina a relação entre as concentrações de um pesticida em solução e aquelas sorvidas ao solo;

K_{ow} : coeficiente de partição do composto entre octanol e água; e

MO: teor de matéria orgânica.

A vantagem dessa correlação é que se pode ter uma boa indicação da mobilidade potencial de um pesticida no solo, conhecendo-se apenas o valor K_{ow} do composto e o teor de matéria orgânica do solo. As vezes, o valor de K_d não é suficientemente exato para descrever a sorção de um pesticida em uma faixa mais ampla de concentrações (OLIVEIRA Jr., 1998).

Cada pesticida possui um K_d definido (quando as partículas do composto e a água do solo se encontram em equilíbrio), sendo que quanto menor o valor de K_d , maior será sua solubilidade potencial.

A adsorção de moléculas orgânicas sintéticas e naturais tem sido descrita e interpretada através de isothermas de adsorção. Coloca-se uma solução de concentração conhecida de adsorvato em contato com o solo por um determinado tempo, tempo este, mínimo para que ocorra o equilíbrio entre o sistema solo/solução. Após este tempo faz-se a determinação da concentração do adsorvato na solução de equilíbrio. A quantidade do composto não removido é considerada adsorvida. A partir desses dados são traçadas as isothermas experimentais (CANELLAS et al., 1999).

Numerosas tentativas foram feitas no sentido de se obter expressões matemáticas a partir de mecanismos propostos, que se adaptassem às isothermas experimentais. As expressões mais usadas são aquelas obtidas por Langmuir (1918); Freundlich (1926); e Brunauer et al. (1938) entre outras, cada uma com suas vantagens e desvantagens (REIS, 1992). Entretanto, o método mais utilizado para caracterizar o fenômeno de adsorção de pesticidas refere-se à isoterma de adsorção de Freundlich, conforme visto em vários trabalhos (ANDRADE, 2000; LOPES, 2000; OLIVEIRA, 1999; TAVARES et al. 1996; LANÇAS et al., 1994; CAVANNA et al., 1998; XING, 2001, GAO et al., 1998).

A equação de Freundlich normalmente é aplicável a baixas concentrações do soluto, apesar de ter surgido quando se estudava a existência de um sistema aplicável a altas concentrações.

Russel e Prescott em 1916 utilizaram a equação de Freundlich pela primeira vez. Esta equação vem sendo aplicada ao solo há mais de seis décadas, porém tem sido criticada por não se basear em um modelo físico, constituindo-se num ajuste empírico (GUNARY, 1970), apresentado pela equação:

$$X/m = K_f C_e^{1/n}$$

onde:

X/m = massa de adsorvato (pesticida) por unidade de massa do adsorvente ($\mu\text{g g}^{-1}$);

K_f = constante de Freundlich (capacidade de adsorção);

C_e = concentração do pesticida em equilíbrio com o solo ($\mu\text{g mL}^{-1}$);

$1/n$ = linearidade da isoterma (intensidade de adsorção).

Tanto K_f como $1/n$ são parâmetros de regressão característicos para cada sistema solo-pesticida. Os valores K_f e $1/n$ são determinados usando a linearização da equação de Freundlich:

$$\log X/m = \log K_f + (1/n) \log C_e$$

Na condição em que n é igual a 1, a adsorção é diretamente proporcional à concentração da solução de equilíbrio, e as constantes K_f e K_d se equivalem. Entretanto quando n se desvia da unidade, o K_f torna-se o coeficiente mais adequado para descrever a adsorção de um pesticida (OLIVEIRA Jr., 1998).

Embora a equação de Langmuir presuma que a energia livre de adsorção seja constante, BOHN et al (1979), comentaram que essa energia tende a decrescer com o aumento de cobertura da superfície, ao passo que a interação de moléculas adsorvidas tende a aumentar com o incremento da superfície coberta (SARAIVA, 1987). O efeito final é que as duas mudanças tendem a se contrapor, resultando que a energia de adsorção torna-se relativamente constante em toda a superfície. Entretanto, em sistemas nos quais a energia de adsorção não é estritamente constante, a equação de Langmuir pode, ainda, descrever a adsorção na forma de regiões, desde que a variação em energia de adsorção em cada região seja pequena, se um tipo de sítio de ligação ou mecanismo de adsorção predominar. Esses autores inferiram ainda, que uma vantagem da equação de Langmuir, para descrever a adsorção é que ela define um limite finito para a adsorção de determinado conjunto de sítios (SARAIVA, 1987).

Muitos pesquisadores obtiveram alta correlação entre o teor de matéria orgânica e o coeficiente K_d , sendo, portanto um índice de grande utilidade no estudo da adsorção do pesticida usado na prática agrícola. De acordo com

VIEIRA et al. (1999), se considerarmos que a fração da matéria orgânica dos solos é a principal responsável pela adsorção, podemos obter o índice (K_{mo}), dividindo-se (K_d) pelo teor de matéria orgânica (%MO):

$$K_{mo} = \frac{K_d \cdot 100}{\%MO}$$

onde:

K_{mo} : coeficiente de partição de uma dada substância por unidade de matéria orgânica (L/kg).

O coeficiente de partição (K_d) para um determinado pesticida, quando normalizado para o teor de carbono orgânico do solo, seria independente do tipo de solo (WAGENET & RAO, 1990). Isso levou HAMAKER & THOMPSON (1972) a proporem a relação do coeficiente de partição (K_d) com o teor de carbono orgânico no solo (% CO).

$$K_{CO} = \frac{K_d \cdot 100}{\% CO}$$

VIEIRA et al. (1999) calcularam os coeficientes K_s , K_d , K_{mo} e K_{co} de um solo com a ausência e presença de matéria orgânica, em estudo da adsorção/dessorção do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (ácido 2,4 D). De acordo com os dados obtidos, verificaram que o teor de matéria orgânica no solo é um fator muito importante, quando se trata de contaminantes ambientais tais como pesticidas e metais pesados. Isto pode ser observado, segundo os valores de K_s para o solo que contém matéria orgânica.

2.9. Métodos de Avaliação de Resíduos de Pesticidas

A análise de resíduos de pesticidas é um tipo de análise de traços, ou seja, determinação de substâncias em pequenas concentrações. Este tipo de análise se tornou possível graças ao desenvolvimento de técnicas analíticas.

Normalmente, os métodos para análise de resíduos de pesticidas baseiam-se na natureza química do produto que se quer determinar. Os métodos biológicos como, por exemplo, os bio-ensaios, são métodos simples e sensíveis, porém pouco específicos.

Os métodos espectrofotométricos são baseados na capacidade de absorção ou emissão de uma luz monocromática pelo composto, dentro de um comprimento de onda determinado, e são mais usados para uso confirmatório, porque raramente atingem a sensibilidade dos métodos cromatográficos. Alguns fatores, tais como o custo relativamente baixo, e a ausência de melhores aparelhos, têm levado os analistas a optarem por espectrofotometria para análise de ditiocarbamatos (PEREIRA, 1986).

Os métodos polarográficos são métodos de baixa seletividade e baixa sensibilidade, baseados na oxidação ou redução do pesticida. Eles são aplicáveis somente a moléculas contendo grupos nitro, COOH ou halogênio (PEREIRA, 1986).

O método radioquímico baseia-se na marcação de um átomo de carbono da molécula do pesticida e na medição da sua radioatividade. O método é limitado pelo custo dos equipamentos e pela periculosidade das radiações, e na maioria das vezes é usado associado a outras técnicas de análise, tais como cromatografia a gás, cromatografia em camada delgada e a cromatografia líquida de alta eficiência (PEREIRA, 1986; MUSUMECI, 1992).

Entre os métodos cromatográficos, o mais indicado para análise de resíduos de pesticidas é a cromatografia gasosa, por sua seletividade e sensibilidade (PEREIRA, 1986). A cromatografia gasosa é utilizada para a separação de gases ou substâncias voláteis, baseando-se na diferente distribuição das substâncias da amostra entre uma fase estacionária (sólida ou líquida) e uma fase móvel (gasosa).

A amostra, através de um sistema de injeção, é introduzida em uma coluna contendo uma fase estacionária. O controle de temperatura no local de injeção e na coluna possibilita a vaporização da substância que, de acordo com suas propriedades e as da fase estacionária, são retidas por tempos determinados, chegando à saída da coluna em tempos diferentes. O uso de um

detector adequado na saída da coluna torna possível a detecção e quantificação da substância (COLLINS et al., 1997).

A estrutura molecular do pesticida é que determina o tipo de detector que se deve usar. O detector por captura de elétrons é usado para compostos clorados, o termiônico para fosforados e nitrogenados, o de ionização de chama para compostos orgânicos em geral e o de condutividade térmica é considerado de resposta universal (COLLINS et al., 1997).

Para a identificação e quantificação de resíduos de pesticidas em amostras vegetais, águas e solos, têm-se usado diferentes técnicas. Dentre elas se destaca a cromatografia gasosa por apresentar as condições necessárias para uma boa separação, quantificação e identificação de diversos produtos. Esta técnica é usada para a análise de aldicarbe, com detector fotométrico de chama ou termiônico específico para fosforados e nitrogenados, resultando assim, em análise com excelente poder de resolução (RIGITANO et al., 1993; SCORZA Jr. et al., 2000).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Caracterização do Solo.

Utilizou-se neste trabalho um solo de uma área de cultivo de café pertencente à Universidade Federal de Viçosa. Este solo foi anteriormente utilizado no estudo feito por LOPES (1999), sobre a mobilidade do dissulfoton, de seus produtos de degradação e do triadimenol e no estudo feito por ANDRADE (2000), sobre a adsorção de produtos de degradação do dissulfoton por frações deste solo associadas a um material orgânico.

As amostras de solo foram coletadas em diferentes pontos na profundidade de 0-20 cm (horizonte A), retirando-se a cobertura vegetal. Estas foram secas à temperatura ambiente, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha, para uniformização do solo e obtenção de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). A fração grosseira foi descartada.

O solo coletado, pertencente à classe Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), classe de solo predominante da região de Viçosa, foi caracterizado pelo Laboratório de Rotina do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Este solo é predominantemente distrófico, ácido, apresentando saturação por bases inferior a 50%, teores de argila entre 15 e 80%. Este solo apresenta soma de base relativamente alta ($SB = 4,09$) e textura argilosa (ANDRADE, 2000). Os quadros 1 e 2 apresentam as características químicas, texturais e mineralógicas desse solo.

Quadro 1 – Características químicas do solo em estudo

pH*	P	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC _{efet.}	CTC _{total}	V	m	Fe**	CO
—	Mg/dm ³	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	%	—
5,6	39,3	31	0,1	2,9	1,1	5,7	4,09	4,19	9,79	41,8	2,4	0,82	2,10

SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação de bases; m = saturação de alumínio; CO = carbono orgânico; * extraído com água; ** extraído com oxalato.

Quadro 2 – Características texturais e mineralógicas do solo em estudo

Fração	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
%	27	18	7	48
Minerais	Quartzo	Quartzo	Quartzo, Caulinita	Caulinita, Gibbsita, Goethita
Classificação Textural	Argiloso			

O solo apresenta um equivalente de umidade de 25,61% e uma capacidade de campo, estimada em função do equivalente de umidade, de 30,03% (ANDRADE, 2000).

3.2. Caracterização do Material Orgânico Seco

Foi utilizado como material orgânico seco (MOS) esterco bovino obtido no Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Viçosa. O MOS foi passado em peneira de 2 mm de malha, sendo descartada a fração mais grosseira e deixado secar ao ar. Este material apresenta um teor de matéria orgânica total de 37,40% e de carbono orgânico total de 20,80%, conforme descrito por ANDRADE (2000).

3.3. Tratamentos da Amostra para o Estudo da Adsorção

3.3.1. Remoção de Matéria Orgânica do Solo

A metodologia utilizada foi descrita por ANDERSON (1963), LAVKULICH et al. (1970) e modificada por SILVA (1999).

O princípio do método se baseia na reação de oxidação da matéria orgânica da amostra de solo pelo hipoclorito de sódio. O pH é mantido a 9,5 para manter a solução dispersa facilitando a oxidação pelo hipoclorito. A reação envolvida no processo de remoção da matéria orgânica é descrita a seguir:



onde:

M.O: matéria orgânica.

Para extração da matéria orgânica foram colocados 10 g de amostra de solo coletado no campo (SCC) em tubos de centrifuga de 50 mL, onde foram adicionados 20 mL de solução de acetato de sódio (NaOAc) 1 mol.L⁻¹ (pH=5,0). Logo após, as amostras foram colocadas em banho termostatizado a 70 °C por 15 minutos, para solubilizar o carbonato, que poderia estar presente na forma de calcita, pois este dificulta a dispersão do solo.

As amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 1300 xg (3000 rpm) para decantação da parte sólida, descartando-se o líquido sobrenadante. Para dispersar a amostra foram adicionados aproximadamente 10 mL de solução de Na₂CO₃ a pH 10, agitando-se manualmente. Depois as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 1300 xg (3000 rpm) e o sobrenadante descartado. Em seguida foram adicionados 20 mL de solução de hipoclorito de sódio (NaClO pH= 9,5) a 10% (m/v). Essa mistura foi agitada e aquecida em banho termostatizado a 70 °C por 20 minutos, para melhorar a eficiência do método. As amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 1300 xg (3000 rpm) para separação da parte sólida, descartando-se o líquido sobrenadante.

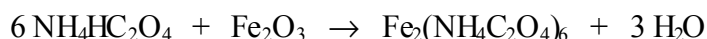
Para garantir a total oxidação da matéria orgânica, este procedimento foi repetido mais duas vezes.

Posteriormente adicionaram-se 20 mL de solução de cloreto de sódio (NaCl) 1 mol L⁻¹, para dispersar as amostras, agitando-se manualmente. As amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 1308 xg (3000 rpm) e os sobrenadantes foram descartados. Este procedimento foi repetido mais uma vez.

Adicionaram-se 10 mL de solução de Na_2CO_3 a pH 10, para dispersar as amostras, agitando-se manualmente, depois as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 1308 xg (3000 rpm) e os sobrenadantes descartados. Repetiu-se este procedimento mais uma vez, para se obter o solo sem matéria-orgânica (SMO).

3.3.2. Remoção de Óxidos de Ferro Amorfo do Solo sem Matéria Orgânica

Utilizou-se a metodologia descrita por JACKSON (1969). Neste método, o ferro amorfo é extraído pela complexação com oxalato de amônio, segundo a equação abaixo. A presença de luz deve ser evitada durante a extração de óxidos de ferro amorfo com oxalato de amônio para impedir a ocorrência de reações de foto-redução.



Amostras de solo sem matéria orgânica de massa aproximadamente igual a 1,00 g, foram colocadas em tubos de centrifuga e tratadas com 20 mL de solução de oxalato de amônio 0,4 mol L^{-1} (pH=3). Os tubos contendo as misturas foram tampados imediatamente e forrados com papel alumínio para evitar reações de fotodecomposição. As amostras foram agitadas em agitador horizontal por 2 horas. Centrifugou-se a suspensão a 581xg (2000 rpm) por 10 minutos e descartou-se o sobrenadante. O processo foi repetido mais 2 vezes. Depois as amostras foram lavadas com 30 mL de água deionizada, centrifugadas por 10 minutos a 581 xg (2000 rpm) e o sobrenadante descartado.

Em seguida, as amostras foram retiradas dos tubos e deixadas secar ao ar, destorroadas, e identificadas como amostras de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfo (SFeA).

3.4. Avaliação da Adsorção do Aldicarbe por Diferentes Amostras

Para o estudo da avaliação da adsorção do aldicarbe, fez o uso de uma matriz de solo coletado no campo, a qual, duas de suas frações foram removidas. Às amostras de solo foram adicionadas soluções estoque de aldicarbe em cinco diferentes concentrações.

Estas soluções ficaram em contato com as amostras de solo, para que ocorresse a adsorção do aldicarbe, que posteriormente foi extraído da solução aquosa. O extrato foi analisado por CG.

Estudos preliminares foram realizados para estabelecer o melhor solvente de extração do aldicarbe das soluções aquosas. A concentração do adsorvato e o tempo de equilíbrio também foram estudados.

Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

3.4.1. Avaliação da Remoção de Frações do Solo na Adsorção do Aldicarbe

Para esta avaliação foram removidas as frações de solo: matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos, com o intuito de se saber qual a contribuição de cada fração no processo da adsorção.

Avaliou-se as seguintes amostras:

- solo coletado no campo (SCC);
- solo sem matéria orgânica (SMO) e,
- solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA).

Estas amostras foram avaliadas em triplicata, conforme descrito no item 3.8.

3.4.2. Avaliação da Adição de Matéria Orgânica às Diferentes Amostras

Às amostras de SCC, SMO e SFeA foram adicionadas quatro diferentes proporções de MOS (0, 5, 15 e 30%), com o objetivo de avaliar a contribuição da matéria orgânica no processo da adsorção, já que existem vários trabalhos que relatam ser a matéria orgânica a principal responsável na adsorção de pesticidas no solo.

Para esta avaliação foram preparadas as seguintes amostras:

- Amostra de solo coletado no campo (SCC) + 4 proporções de material orgânico seco (MOS);
- Amostra de solo sem matéria orgânica (SMO) + 4 proporções de material orgânico seco (MOS);
- Amostra de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA) + 4 proporções de material orgânico seco (MOS).

Estas amostras foram avaliadas em triplicata, conforme descrito no item 3.8.

3.4.3. Avaliação do Tempo de Incubação das Amostras de Solo

As diferentes amostras de solo e estas amostras associadas a quatro proporções diferentes de MOS foram incubadas por diferentes tempos (0, 50, 100, 150 dias), com o objetivo de se avaliar a contribuição do tempo de incubação no processo de adsorção do aldicarbe.

Para esta avaliação, utilizaram-se as seguintes amostras:

- Amostra de material orgânico seco (MOS);
- Amostra de solo coletado no campo (SCC) + 4 níveis de material orgânico seco (MOS);
- Amostra de solo sem a matéria orgânica (SMO) + 4 níveis de material orgânico seco (MOS);
- Amostra de solo sem a matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA) + 4 níveis de um material orgânico seco (MOS).

As amostras foram incubadas em recipientes de plástico, ao abrigo da luz e à temperatura ambiente. Essas amostras foram umedecidas até 50% de sua capacidade de campo durante 0, 50, 100 e 150 dias. Nestes tempos as amostras foram coletadas, secas ao ar e destorroadas. Estas amostras foram avaliadas em triplicata, conforme descrito no item 3.8.

3.5. Preparo de Soluções de Aldicarbe

As soluções-padrão do aldicarbe foram preparadas a partir do princípio ativo, com grau de pureza 99,7 % (p/p), fornecido pelo Departamento de Entomologia da Universidade Federal de Viçosa. Foram preparadas soluções de 5, 20, 50, 100 e 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ com clorofórmio para a construção da curva-padrão.

Para o estudo de adsorção do aldicarbe pelo solo foi empregada uma solução estoque preparada pela extração do princípio ativo do produto comercial “Temik 150G” com acetona.

Para a preparação da solução estoque, seguiram-se, respectivamente, os seguintes passos:

- Pesou-se 1,65 g de Temik 150G (150 g i.a/kg) em erlenmeyer de 125 mL, adicionando-se 20 mL de acetona por ser de menor impacto ambiental;
- Agitou-se a solução durante 10 minutos em agitador magnético;
- Filtrou-se em papel de filtro de filtração lenta previamente tratado com acetona para remover as impurezas;
- Repetiu-se este procedimento mais duas vezes;
- Adicionaram-se cerca de 3 g de sulfato de sódio anidro para total eliminação de água;
- A solução filtrada foi evaporada em rotavapor para redução do volume em torno de 3 mL;
- A solução foi transferida para um balão volumétrico de 250 mL, sendo a concentração de aldicarbe obtida igual a 909 $\mu\text{g mL}^{-1}$, a qual foi determinada por cromatografia gasosa(CG).

3.6. Análise Cromatográfica

Utilizou-se um cromatógrafo a gás Shimadzu, modelo GC-17A, equipado com um detector por ionização de chama (FID), coluna BP-5 com fase estacionária composta por 95 % de metilsiloxano e 5 % de fenilsiloxano; 30 m de comprimento; 0,25 mm diâmetro interno e espessura de filme de 1 μm , sendo o volume injetado de 1 μL .

3.6.1. Otimização das Condições de Análise do Aldicarbe

Através de sucessivas injeções, a análise cromatográfica do aldicarbe foi otimizada estabelecendo-se os seguintes parâmetros:

- Temperatura do injetor: 250 °C.
- Temperatura do detector: 300 °C.
- Temperatura da coluna: 80 °C $\xrightarrow{10\text{ }^{\circ}\text{C.min}^{-1}}$ 150 °C.
- Gás de arraste: nitrogênio.
- Vazão do gás de arraste: 1,2 mL min⁻¹.
- Razão split: 1:5.

3.6.2. Limite de Detecção para o Aldicarbe

Foram injetados padrões da solução estoque de aldicarbe para a determinação do limite de detecção em concentrações cada vez menores até que o sinal fosse igual a duas vezes o ruído de fundo do sistema de detecção, conforme COLLINS et al. (1997). Foram injetados padrões nas concentrações de 150, 100, 50, 20, 10, 5 e 1 µg mL⁻¹.

3.6.3. Linearidade de Resposta do Detector

Avaliou-se a linearidade da relação entre as áreas dos picos e a concentração do composto em estudo, injetando-se padrões do aldicarbe em concentrações crescentes: 1, 2, 5, 10, 20, 50, 100 e 150 µg mL⁻¹. Avaliou-se a linearidade de resposta do detector, nesta faixa de concentração, pois corresponde à faixa de concentração empregada para a construção da curva-padrão.

3.7. Estudos Preliminares para a Adsorção do Aldicarbe

Para o estudo da avaliação da adsorção do aldicarbe são necessários estudos preliminares para se estabelecer o melhor solvente extrator do aldicarbe, o tempo de equilíbrio entre o sistema solo/solução e as concentrações de aldicarbe aplicadas ao solo.

3.7.1. Determinação do Solvente Extrator

Para se determinar o solvente extrator adequado para extrair o aldicarbe de soluções aquosas foram seguidas as seguintes etapas:

- Adicionou-se em funis de separação 9,5 mL de uma solução aquosa de 0,01 mol L⁻¹ de cloreto de cálcio (pH=5,6) e acrescentou-se 0,5 mL de solução estoque do aldicarbe para que se obtivesse concentração final de 50 µg mL⁻¹;
- Realizaram-se três extrações sucessivas com 10 mL de solvente, sob agitação por 2 minutos. Foram utilizados os seguintes solventes: clorofórmio (99%), acetato de etila (99%) e diclorometano (99,9%);
- Recolheram-se as frações orgânicas em erlenmeyer e adicionaram-se, aproximadamente, 3,0 g de sulfato de sódio anidro para a eliminação da água;
- Transferiu-se o sobrenadante para um balão de fundo redondo de 100 mL e o erlenmeyer foi lavado com o solvente utilizado;
- Reduziu-se o volume a aproximadamente 2 mL em evaporador rotatório;
- Recuperou-se e aferiu-se a solução para 10 mL nos três solventes testados;
- Analisou-se o extrato por cromatografia gasosa.

Após determinar o solvente extrator que mostrou a melhor eficiência, procedeu-se ao teste do tempo de equilíbrio.

3.7.2. Determinação do Tempo de Equilíbrio

O tempo de equilíbrio é definido como o tempo mínimo de contato necessário para que o sistema solução/solo entre em equilíbrio.

Para a determinação do tempo de equilíbrio, procedeu-se da seguinte forma:

- Pesou-se 1 g da amostra de solo coletado no campo (SCC) e adicionou-se 9,5 mL de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} (pH=5,6), para manter a força iônica, e, 0,5 mL de solução padrão do aldicarbe, para que se tivesse concentração final de 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$;
- Colocou-se a mistura em agitação horizontal em banho termostaticado à temperatura controlada de 26 ± 2 °C. Os tempos testados foram 0,08; 0,16; 0,25; 0,5; 0,75; 1; 12; 24; 36; 48 e 60 horas;
- A extração foi feita conforme descrito no item 3.7.1. utilizando o melhor solvente extrator selecionado.

3.7.3. Determinação da Faixa de Concentração do Aldicarbe no Estudo da Adsorção

É importante a determinação da faixa de concentração para os estudos de adsorção, já que pode haver diferentes comportamentos das isothermas em regiões de diferentes concentrações.

Realizou-se a determinação da faixa de concentração conforme descrito no item 3.7.1. utilizando o solvente selecionado neste mesmo item e acrescentando 0,5 mL da solução-estoque do aldicarbe para que se obtivesse concentração final de 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Realizaram-se da mesma forma, testes para concentrações finais de 5, 10, 20, 80, 100, 120, 150, 300 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

3.8. Estudo da Adsorção do Aldicarbe

O estudo da adsorção do aldicarbe por diferentes amostras (item 3.4.) foi realizado em função de diferentes tempos de incubação (0, 50, 100 e 150 dias).

Para cada amostra, pesou-se 1,00 g de solo, em frascos de vidro de 50 mL, onde foram adicionados 9,5 mL de solução de CaCl_2 0,01mol L^{-1} e 0,5 mL de solução-estoque do aldicarbe de modo que a concentração final fosse 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Da mesma forma, foi feito para as demais concentrações, partindo

sempre da solução-estoque do aldicarbe, sendo as concentrações finais de 5, 20, 100 e 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

Manteve-se o pH igual a 5,6, que é o pH do solo, adicionando-se HCl ou NaOH quando necessário. Os frascos foram colocados sob agitação horizontal em banho termostatzado à temperatura de 26 ± 2 °C por 30 minutos, até atingir o equilíbrio. Após esta etapa, centrifugou-se o material a 1300 xg (3000 rpm) por 10 minutos, extraíndo-se os produtos do sobrenadante por extração líquido-líquido, utilizando o solvente extrator selecionado, conforme descrito no item 3.7.1. Cada experimento foi realizado com três repetições e um branco.

3.9. Análise e Quantificação do Aldicarbe

A análise dos extratos contendo os produtos foi feita por cromatografia gasosa, utilizando-se um detector de ionização de chamas (FID), nas condições especificadas no item 3.6.1.

3.9.1. Determinação da Quantidade de Aldicarbe Adsorvido pelas Amostras de Solo

O princípio ativo foi quantificado pelo método do padrão externo, isto é, comparando-se as áreas dos picos das amostras referentes ao aldicarbe presentes nos cromatogramas com a curva analítica do aldicarbe. A quantidade adsorvida foi calculada pela diferença entre a amostra de aldicarbe na solução padrão e na solução em equilíbrio conforme a equação abaixo:

$$X/m = v/m (C_p - C_e)$$

onde:

X/m = quantidade de aldicarbe adsorvido por grama de solo ($\mu\text{g g}^{-1}$);

v = volume adicionado da solução de aldicarbe (mL);

m = massa de solo (g);

C_p = concentração de aldicarbe na solução padrão ($\mu\text{g mL}^{-1}$); e

C_e = concentração de aldicarbe na solução em equilíbrio com o solo ($\mu\text{g mL}^{-1}$).

3.10. Isoterma de Freundlich

O estudo da adsorção do aldicarbe foi feito através de um tratamento matemático dos dados, pela equação de Freundlich, que estabelece a correlação entre a quantidade de pesticida adsorvido e a concentração em solução, segundo FRANCISCO et al. (1992).

A partir dos dados da concentração de equilíbrio (C_e) e quantidade adsorvida (x/m), obtidos experimentalmente, os dados foram ajustados de acordo com as isotermas de adsorção de Freundlich, pela equação apresentada abaixo:

$$X/m = K_f C_e^{1/n}$$

onde,

X/m = quantidade de aldicarbe adsorvido por grama de solo ($\mu\text{g g}^{-1}$);

K_f = capacidade de adsorção;

C_e = concentração de aldicarbe na solução em equilíbrio com o solo ($\mu\text{g mL}^{-1}$);

$1/n$ = índice da intensidade da adsorção que indica o grau de linearidade da isoterma.

3.11. Tratamentos dos Dados segundo a Equação de Freundlich

Os dados obtidos referentes às amostras foram avaliados pelo parâmetro da isoterma de Freundlich. Foram analisados separadamente: o efeito da remoção da matéria orgânica, o efeito da remoção dos óxidos de ferro amorfos e da adição de material orgânico seco.

Foram realizadas análises estatística através, da regressão múltipla mediante o procedimento de ajuste de curvas do programa Sigma Plot 2000 (SPSS, 2000), para o efeito simultâneo da porcentagem de material orgânico seco e do tempo de incubação para os solos: coletado no campo (SCC), sem

matéria orgânica (SMO) e sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise Cromatográfica do Aldicarbe

Analisou-se o aldicarbe por cromatografia gasosa, sob as condições analíticas otimizadas descritas no item 3.6.1. Para a identificação comparou-se o tempo de retenção do pico correspondente ao aldicarbe na amostra com o da solução padrão de aldicarbe. O tempo de retenção do aldicarbe nestas condições foi de 5,14 min. Após a identificação, procedeu-se à quantificação do aldicarbe, que foi realizada conforme o método de calibração externa (COLLINS et al., 1997).

As Figuras 3 e 4 representam cromatogramas do aldicarbe, obtidos ao injetar 1 μ L de uma solução padrão de aldicarbe e de um extrato da amostra de SMO nas condições analíticas otimizadas.

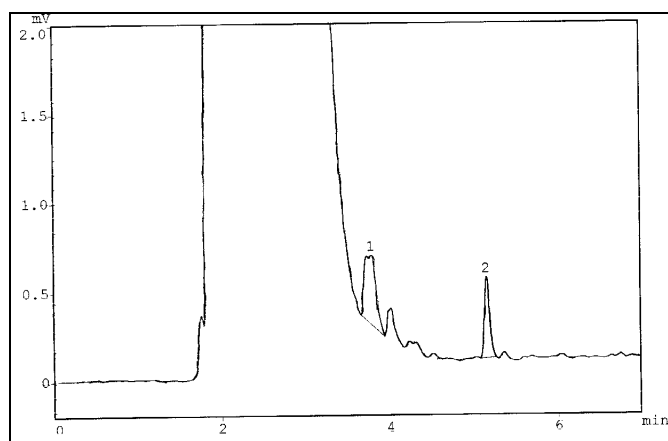


Figura 3 – Cromatograma de uma solução padrão de $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ obtida a partir da solução estoque de aldicarbe: 1 ($t_R = 4,99 \text{ min}$)- interferente e 2 ($t_R = 5,14 \text{ min}$) - aldicarbe.

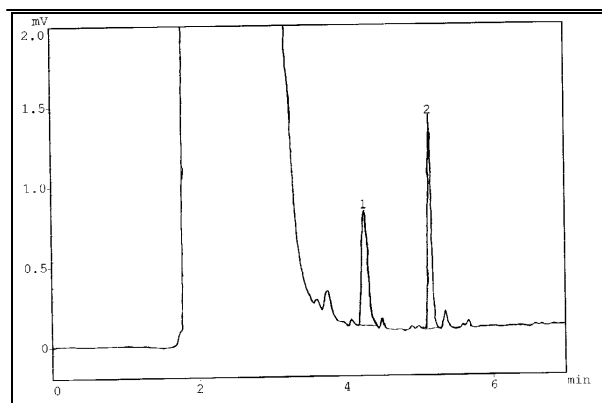


Figura 4 – Cromatograma do extrato da solução em equilíbrio de aldicarbe com o SMO de $20 \mu\text{g mL}^{-1}$: 1 ($t_R = 5,02 \text{ min}$) - interferente e 2 ($t_R = 5,14 \text{ min}$) – aldicarbe.

O pico 2, das Figuras 3 e 4, corresponde ao aldicarbe com $t_R = 5,14 \text{ min}$ e os outros picos presentes são interferentes. Interferentes estes, oriundos das impurezas presentes no solvente e no papel de filtro usado na preparação da solução estoque de aldicarbe. Essas impurezas foram constatadas a partir de análises do solvente e do papel de filtro. No entanto, as figuras apresentam linha de base satisfatória e boa identificação do produto.

4.1.1. Limite de Detecção

O limite de detecção de uma substância depende de suas características e das características de cada detector.

Há detectores que conseguem detectar quantidades de substâncias da ordem de picograma (10^{-12} g), ou menos, enquanto outros, apresentam menor sensibilidade (10^{-8} g). A quantidade mínima detectável é determinada pelo nível de ruído do detector. Essa quantidade é definida como a quantidade de amostra

que gera uma resposta duas vezes maior que o nível do ruído e depende de parâmetros relacionados com a coluna (COLLINS et al., 1997).

Neste trabalho foi utilizado o detector FID, sendo o limite de detecção determinado para o aldicarbe de $5 \mu\text{g mL}^{-1}$. De acordo com PIFFER et al. (1991), o detector fotométrico de chama operando com filtro de enxofre é pouco sensível ao aldicarbe, apresentando limite de detecção de $2 \mu\text{g g}^{-1}$.

4.1.2. Linearidade de Resposta

Os detectores devem responder de maneira linear a uma grande faixa de concentração da substância a ser analisada e serem, tanto quanto possível, insensíveis a alterações de vazão e de temperatura (COLLINS et al, 1997).

Uma análise quantitativa depende da correlação entre a concentração e a resposta do detector, ou seja, a intensidade do sinal gerado pelo detector para uma determinada quantidade de amostra (COLLINS et al, 1997).

A linearidade de resposta do sistema de detecção foi determinada para a faixa de concentração de trabalho, por meio de injeção de padrões de aldicarbe em concentrações crescentes de 1 a $150 \mu\text{g mL}^{-1}$, nas condições analíticas anteriormente otimizadas. As curvas analíticas foram traçadas ao relacionar as áreas dos picos com suas respectivas concentrações, e os resultados obtidos na determinação de resposta do aldicarbe são apresentados no Quadro 3. Os resultados mostram que a resposta é linear em todas as faixas testadas.

Quadro 3 – Linearidade de resposta para padrão de aldicarbe, na faixa de concentração de 1 a $150 \mu\text{g mL}^{-1}$

Faixa de Concentração ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Coefficiente de Determinação (R^2) para o aldicarbe
1 a 5	0,9897
1 a 10	0,9846
1 a 20	0,9824
1 a 50	0,9912
1 a 100	0,9943
1 a 150	0,9897

4.2. Estudo da Eficiência da Extração do Aldicarbe de Soluções Aquosas

4.2.1. Solvente Extrator

Para se fazer uma extração líquido-líquido, a escolha do solvente a ser utilizado é de grande importância, levando em consideração a afinidade da solução em equilíbrio pelo solvente.

Avaliou-se a porcentagem de recuperação do padrão do aldicarbe a $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ presente na solução em equilíbrio com a amostra de solo coletado no campo (SCC).

No presente trabalho, houve a preocupação de testar vários solventes para utilizar o que apresentasse a maior taxa de recuperação. Os resultados obtidos são apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 – Porcentagem de recuperação da solução de aldicarbe para diferentes solventes extratores

Concentração ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Diclorometano	Clorofórmio % (s)	Acetato de Etila
50	$48,5 \pm 3,8$	$94,4 \pm 6,6$	$66,5 \pm 5,9$

s – estimativa do desvio-padrão

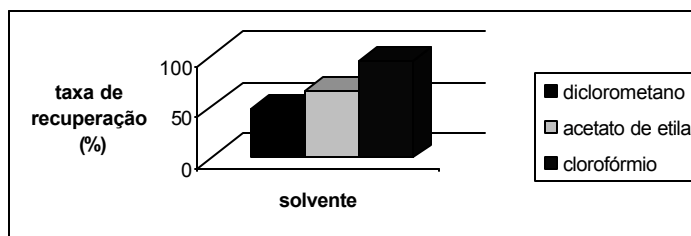


Figura 5: Porcentagem de recuperação da solução de aldicarbe utilizando os solventes extratores.

Pelos resultados apresentados na Figura 5, conclui-se que o clorofórmio é o melhor solvente extrator, proporcionando uma taxa de recuperação de 94,4%.

SCORZA Jr. et al. (2000) em seu estudo sobre a predição de lixiviação de sulfona de aldicarbe, fez uso de acetato de etila, sendo que não foi realizado teste com outros solventes extratores.

4.2.2. Tempo de Equilíbrio

O tempo de equilíbrio é dependente do tipo de pesticidas e do tipo de solo. Esse tempo é definido como o tempo mínimo necessário para que o sistema solo/solução entre em equilíbrio.

No presente trabalho o tempo de equilíbrio foi determinado para o sistema SCC/aldicarbe conforme descrito no item 3.6.2. Os extratos dos diferentes tempos foram analisados por CG sob as condições analíticas estabelecidas, e um gráfico relacionando a quantidade adsorvida do produto por grama de solo x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$) em função do tempo foi traçado (Figura 6).

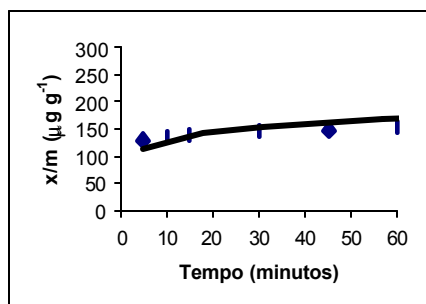
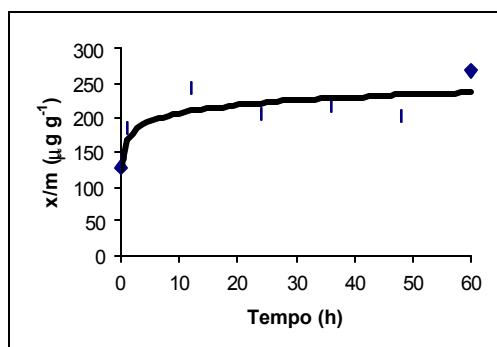


Figura 6 - Quantidade de aldicarbe adsorvido (x/m) por grama de solo, em função do tempo de contato ($y = 17,14\ln(x) + 166,36 - R^2 = 0,82$)

A avaliação dos resultados desse gráfico (Figura 6) permite concluir que é necessário um tempo mínimo de 30 minutos para que seja estabelecido o equilíbrio do aldicarbe com a suspensão de solo.

Para o estudo da lixiviação do sulfona de aldicarbe, foram retiradas amostras com intervalos de tempo de 7 dias após sua aplicação (SCORZA Jr. et al., 2000). Já para o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, o tempo mínimo determinado para que seu equilíbrio com o solo coletado no campo fosse atingido, foi de 24 horas (ANDRADE, 2000).

4.2.3. Faixa de Concentração

Para a construção das isotermas de Freundlich, é necessária a determinação da faixa adequada de concentração do aldicarbe, pois esta isoterma apresenta limitações para concentrações muito elevadas (HOUNG et al., 1998).

A determinação da faixa de concentração foi realizada conforme o item 3.7.3. O gráfico da Figura 7 relaciona a quantidade de aldicarbe adsorvido (x/m) com suas respectivas concentrações de equilíbrio (C_e).

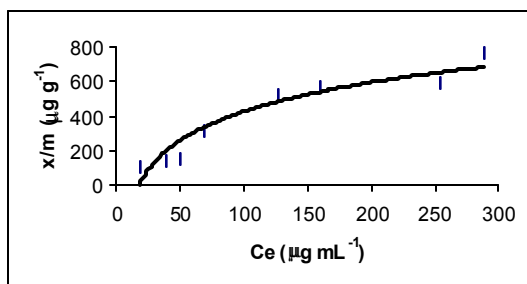


Figura 7 – Faixa de concentração do aldicarbe adequada para o estudo da adsorção pela matriz de solo ($y = 245,59\ln(x) - 703,3 - R^2 = 0,91$).

De acordo com a Figura 7, pode-se observar que até a concentração de equilíbrio de $106 \mu\text{g mL}^{-1}$, que corresponde a $200 \mu\text{g mL}^{-1}$ de aldicarbe, a isoterma apresentou um comportamento semelhante. A partir dessa

concentração ocorreu uma pequena mudança no comportamento da isoterma para a adsorção do aldicarbe.

Baseando-se neste resultado, as concentrações selecionadas para o experimento de adsorção do aldicarbe foram de 5, 20, 50, 100, e 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Estas concentrações foram adicionadas às amostras de solo.

4.3. Estudo da Adsorção do Aldicarbe pela Isotherma de Freundlich

A adsorção do aldicarbe, descrita no item 3.4., pelas amostras de SCC, SMO e SFeA, e estas associadas ao MOS e incubadas por 150 dias foi avaliada observando-se o efeito de cada condição.

A adsorção do aldicarbe pelas diferentes matrizes foi avaliada pela isoterma de Freundlich. Dessas isotermas foram obtidos os valores de K_f e $1/n$, onde a constante K_f indica a capacidade de adsorção da matriz pelo composto e o valor de $1/n$ relaciona-se com o número de sítios disponíveis responsáveis pela adsorção do produto estudado. A equação de Freundlich permitiu descrever a relação entre as concentrações do aldicarbe em solução e na fase sólida. Os resultados do ajuste da equação de Freundlich para todas as amostras estão dispostos no Apêndice A.

4.3.1. Efeito da Remoção de Frações do Solo na Adsorção do Aldicarbe

Foram utilizadas no estudo da adsorção do aldicarbe amostras de SCC, SMO e SFeA com o objetivo de avaliar a contribuição da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos no fenômeno de adsorção. Os valores das constantes da isoterma de Freundlich calculados estão relacionados no Quadro 5.

Quadro 5 – Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, pelas amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA)

Frações do Solo	Aldicarbe		
	K_f	$1/n$	R^2
SCC	$5,0 \times 10^{-4}$	2,17	0,95

SMO	$1,6 \times 10^{-3}$	2,40	0,98
SFeA	$4,4 \times 10^{-3}$	1,55	0,93

A remoção das frações matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos da matriz de SCC, afetou o processo de adsorção, como pode ser observado na Figura 8, que apresenta a quantidade de aldicarbe adsorvido (x/m) com suas respectivas concentrações de equilíbrio (C_e) pelas diferentes amostras.

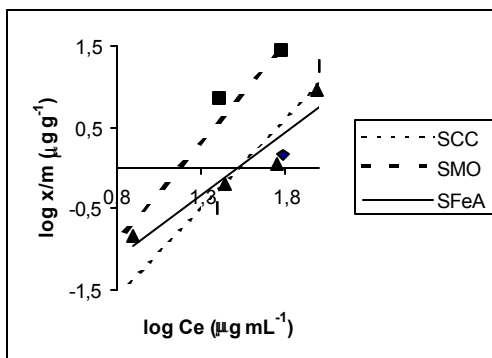


Figura 8 – Quantidade adsorvida ($\log x/m$) do aldicarbe pelas amostras de SCC, SMO e SFeA em função da concentração de equilíbrio ($\log C_e$).

O SCC adsorve menos que o SFeA em baixas concentrações, mas em altas, adsorve mais, enquanto que o SMO adsorve mais que as demais matrizes em qualquer concentração.

Sendo a matéria orgânica uma das principais frações do solo responsáveis pelo fenômeno da adsorção, era de se esperar que essa matriz adsorvesse menos o aldicarbe, conforme observado por VIEIRA et al. (1999), PIFFER (1991), LOPES (1999), ANDRADE (2000), entretanto, isso não foi observado. Pode-se supor que com a retirada da matéria orgânica, as superfícies das partículas do solo ficaram descobertas, possibilitando assim, uma maior disponibilidade de sítios adsorventes, responsáveis pela adsorção. A alta adsorção pelo SMO pode estar ligada à afinidade desta fração pelas características físico-químicas do aldicarbe, como polaridade e outras. Já com a retirada dos óxidos de ferro amorfos, a disponibilidade de sítios adsorventes do solo diminuiu.

VIEIRA et al. (1999), estudando a adsorção/dessorção do 2,4 diclorofenoxiacético em solo com e sem matéria orgânica, observou que o solo rico em matéria orgânica apresenta maior capacidade adsortiva. Já neste estudo,

o solo pobre em matéria orgânica foi o que apresentou maior capacidade adsorviva.

Conforme GOMES (1997) e GAO et al. (1998), o fenômeno da adsorção não depende só das características do solo, mas também, de fatores ambientais e de características dos produtos, como por exemplo, estrutura e polaridade do composto e, tipos de grupos funcionais.

4.3.2. Efeito de Material Orgânico Seco na Adsorção do Aldicarbe

Há muito tempo, o aldicarbe tem despertado a atenção de técnicos e pesquisadores para estudos detalhados sobre os seus resíduos em produtos agrícolas e no ambiente.

Vários trabalhos sobre o movimento do aldicarbe no solo revelaram que o aldicarbe e seus produtos de degradação possuem alto potencial de lixiviação (PIFFER, 1991; SCORZA Jr. et al., 2000).

Para a redução do potencial de lixiviação e da contaminação da água e do ambiente por pesticidas, vários estudos estão sendo efetuados. Conforme estudos feitos por VIEIRA et al. (1999), REIS (1992) e outros, a matéria orgânica é um dos fatores mais importantes no processo de adsorção do solo. Esta importância se deve ao número de sítios de adsorção fornecidos por ela e à ocupação desses sítios das superfícies de argila pelos ácidos húmicos, fúlvicos e demais componentes da matéria orgânica.

Conforme descrito por IGLESIAS et al. (1997), o tempo de incubação da matéria orgânica também é um fator importante no processo de adsorção. Estes autores, estudando o efeito da matéria orgânica no solo, observaram que à medida que o tempo de incubação aumentava, a adsorção dos pesticidas diazinon e linuron também aumentava.

Com a finalidade de verificar a adsorção do aldicarbe pelo material orgânico seco (MOS), este foi estudado separadamente observando o efeito do tempo de incubação sobre a matéria orgânica.

Os resultados dos coeficientes da equação de Freundlich, para o MOS, estão dispostos no Quadro 6 sendo os tempos de incubação utilizados 0, 50, 100

e 150 dias. Todos os resultados para o ajuste da equação de Freundlich estão dispostos no Apêndice A.

Quadro 6 – Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, e coeficiente de determinação da adsorção do aldicarbe pelo material orgânico seco (MOS)

Tempo de incubação (dias)	Aldicarbe		
	K_f	$1/n$	R^2
0	$1,0 \times 10^{-4}$	2,66	0,76
50	$3,3 \times 10^{-3}$	2,06	0,70
100	$1,5 \times 10^{-2}$	1,62	0,87
150	$4,3 \times 10^{-3}$	1,99	0,63

A Figura 9 apresenta a variação de K_f pelo MOS com diferentes tempos de incubação.

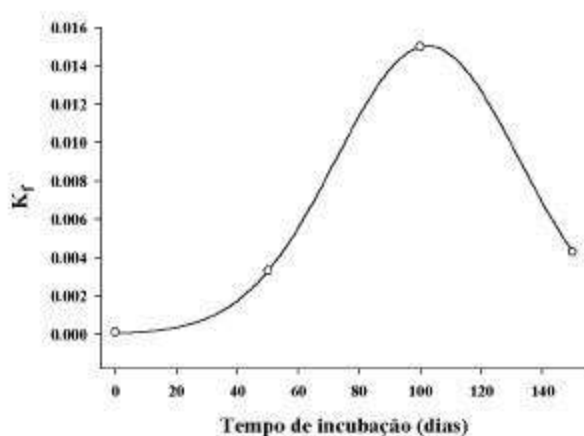


Figura 9 – Capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe pelo material orgânico seco (MOS), avaliada após diferentes tempos de incubação ($P_{\text{(probabilidade de erro)}} = 4,8 \times 10^{-3}$; $F_{\text{(valor do teste)}} = 21402,24$; $R^2_{\text{(grau de liberdade do erro)}} = 0,99$).

Observa-se pela Figura 9, que à medida que o tempo de incubação aumentou, ocorreu um aumento na capacidade adsorativa do MOS. Esse aumento ocorreu gradativamente até 100 dias de incubação, tendo, a partir deste tempo, uma redução na adsorção. Após este tempo de incubação, pode ter ocorrido um desequilíbrio na formação de materiais mais estáveis, impossibilitando assim, uma maior adsorção.

4.3.3. Efeito Simultâneo da Adição de Material Orgânico Seco (MOS) e do Tempo de Incubação no Estudo da Adsorção do Aldicarbe

As amostras de solo foram incubadas por 0, 50, 100 e 150 dias e foram adicionadas a elas 0, 5, 15 e 30% de MOS, com o objetivo de se avaliar simultaneamente o efeito do tempo de incubação e o da proporção de matéria orgânica no estudo da adsorção do aldicarbe.

Todos os resultados obtidos das diferentes amostras para o ajuste da equação de Freundlich estão dispostos no Apêndice A.

4.3.3.1. Solo Coletado no Campo (SCC)

A matriz de SCC associada ao MOS em diferentes proporções (0, 5, 15 e 30%) e em diferentes tempos (0, 50, 100 e 150 dias), foi avaliada pela isoterma de Freundlich, e os resultados estão dispostos no Quadro 7.

Quadro 7 – Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do aldicarbe pela fração de solo coletado no campo (SCC), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação

MOS (%)	Aldicarbe							
	0		50		100		150 (dias)	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$5,0 \times 10^{-4}$	2,17	$1,9 \times 10^{-3}$	1,69	$8,8 \times 10^{-3}$	1,37	$7,0 \times 10^{-4}$	2,19
5	$9,7 \times 10^{-3}$	1,36	$2,0 \times 10^{-4}$	2,23	$1,1 \times 10^{-2}$	1,44	$6,3 \times 10^{-3}$	1,53
15	$3,8 \times 10^{-3}$	1,63	$3,0 \times 10^{-4}$	2,42	$5,3 \times 10^{-3}$	1,75	$9,4 \times 10^{-3}$	1,56
30	$6,0 \times 10^{-4}$	2,18	$1,8 \times 10^{-2}$	1,33	$3,8 \times 10^{-2}$	1,25	$2,5 \times 10^{-3}$	1,52

O processo de adsorção pode ser observado na Figura 10, que relaciona simultaneamente, a capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe com diferentes proporções de MOS e em diferentes tempos de incubação.

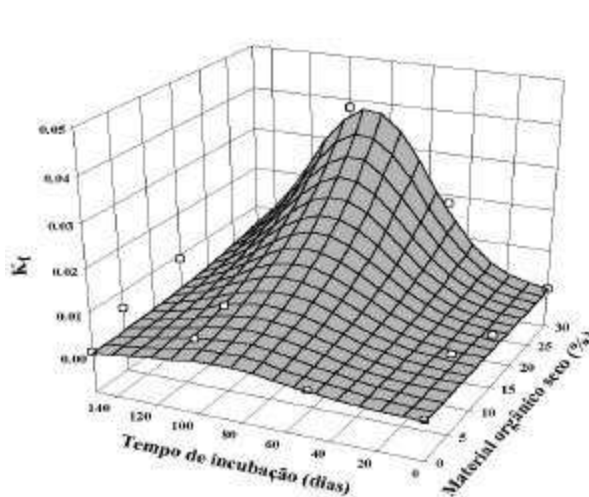


Figura 10 - Capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe pelas amostras de solo coletado no campo (SCC), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação ($P_{\text{(probabilidade de erro)}} = 2,5 \times 10^{-3}$; $F_{\text{(valor do teste)}} = 8,22$; $R^2_{\text{(grau de liberdade do erro)}} = 0,75$).

A análise estatística dos resultados revelou que à medida que se adicionou maior proporção de matéria orgânica e, quanto maior foi o seu tempo de incubação, maior foi a adsorção.

Após o intervalo de 80-100 dias, observou-se uma redução da adsorção. Esta redução pode ser explicada pelo fato de ter ocorrido possível desequilíbrio na formação de materiais mais estáveis a partir de 100 dias de incubação (SANTOS et al., 1999).

Observa-se que, em todos os tempos de incubação, o comportamento da adsorção do aldicarbe foi semelhante e proporcional ao MOS adicionado à amostra do solo. Ocorreu uma tendência de aumento na adsorção com o passar do tempo e maior proporção de MOS, tendo o seu ponto máximo entre 80-100 dias com 30% de MOS e, a partir disso, uma redução na adsorção.

4.3.3.2. Solo sem Matéria Orgânica (SMO)

Amostras de SMO foram associadas ao MOS (0, 5, 15 e 30%) e essas misturas incubadas por 0, 50, 100 e 150 dias. Ao final destes tempos de incubação, as amostras foram deixadas secar ao ar, depois destorroadas e analisadas por CG. Os resultados das análises após o ajuste da isoterma de Freundlich estão dispostos no Quadro 8.

Quadro 8 – Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do aldicarbe pela fração de solo sem matéria orgânica (SMO) associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação

MOS (%)	Aldicarbe							
	0		50		100		150 (dias)	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$1,6 \times 10^{-3}$	2,40	$1,7 \times 10^{-2}$	1,29	$7,6 \times 10^{-3}$	1,52	$6,1 \times 10^{-2}$	1,13
5	$2,9 \times 10^{-3}$	1,67	$1,3 \times 10^{-3}$	1,81	$3,4 \times 10^{-3}$	1,59	$1,1 \times 10^{-3}$	1,90
15	$4,2 \times 10^{-3}$	1,49	$1,0 \times 10^{-4}$	2,32	$2,5 \times 10^{-2}$	1,53	$1,3 \times 10^{-3}$	2,02
30	$1,2 \times 10^{-3}$	1,73	$5,4 \times 10^{-3}$	1,62	$8,7 \times 10^{-2}$	0,95	$3,6 \times 10^{-2}$	1,20

A adsorção da amostra de SMO pode ser melhor observada pela Figura 11, que apresenta a capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe associado a diferentes proporções de MOS e avaliadas em diferentes tempos de incubação.

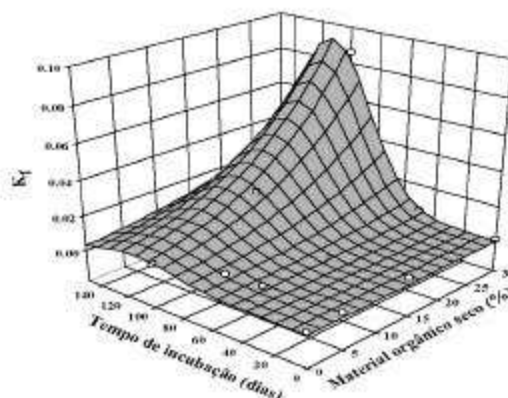


Figura 11 - Capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe pelas amostras de solo sem matéria orgânica (SMO), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação ($P_{\text{(probabilidade de erro)}} = 3,13 \times 10^{-2}$; $F_{\text{(valor do teste)}} = 3,97$; $R^2_{\text{(grau de liberdade do erro)}} = 0,59$).

Esperava-se que esta matriz adsorvesse menos o aldicarbe, já que a matéria orgânica é uma das responsáveis pela adsorção, conforme PIFFER (1991), VIEIRA et al. (1999) e, outros; entretanto, isso não foi observado.

O fato da amostra de SMO ter uma maior adsorção que as demais amostras, poderia ser explicado pela retirada da fração matéria orgânica, o que possibilitou, maior disponibilidade de sítios adsorventes do solo com afinidade pelo aldicarbe. A adsorção em todos os tempos de incubação com diferentes

proporções de MOS apresenta comportamento semelhante; porém, a maior adsorção ocorreu em maior tempo de incubação.

Até 60 dias a adsorção foi pequena em todos os pontos, confirmando que a degradação da matéria orgânica adicionada à matriz levou um maior tempo para acontecer. Ocorreu uma tendência de aumento na adsorção com o passar do tempo e maior proporção de MOS, tendo o seu ponto máximo entre 100-120 dias com 30% de MOS. A partir disso, ocorreu uma redução na adsorção do aldicarbe como também ocorreu para o SCC e para o MOS.

4.3.3.3. Solo sem Matéria Orgânica e sem Óxidos de Ferro Amorfo (SFeA)

Adicionou-se a amostras de SFeA diferentes proporções de MOS (0, 5, 15 e 30%), e incubou-se estas amostras por 0, 50, 100 e 150 dias. Após este tempo, a amostra de SFeA foi avaliada apresentando os resultados obtidos através da isoterma de Freundlich no Quadro 9.

Quadro 9 – Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do aldicarbe pela fração de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfo (SFeA), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação

MOS (%)	Aldicarbe							
	0		50		100		150 (dias)	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$4,4 \times 10^{-3}$	1,55	$2,2 \times 10^{-2}$	1,84	$8,8 \times 10^{-3}$	1,59	$1,3 \times 10^{-3}$	1,87
5	$4,1 \times 10^{-3}$	1,16	$7,0 \times 10^{-3}$	1,98	$1,4 \times 10^{-3}$	2,05	$2,5 \times 10^{-3}$	1,21
15	$5,8 \times 10^{-3}$	1,68	$4,9 \times 10^{-2}$	1,65	$2,1 \times 10^{-2}$	2,03	$1,2 \times 10^{-2}$	1,41
30	$7,2 \times 10^{-3}$	1,60	$5,9 \times 10^{-2}$	1,34	$6,4 \times 10^{-2}$	1,27	$1,8 \times 10^{-2}$	1,37

A adsorção da matriz SFeA pode ser melhor observada na Figura 12, que mostra a capacidade de adsorção do aldicarbe associada ao MOS e avaliada em diferentes tempos de incubação.

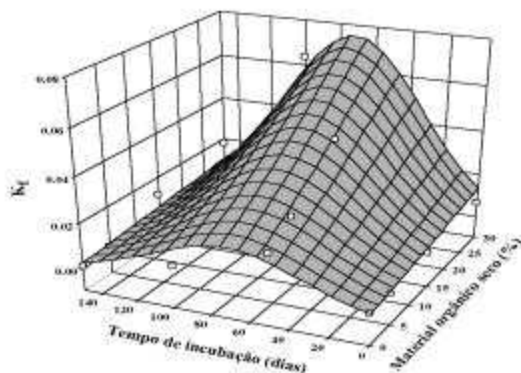


Figura 12 - Capacidade de adsorção (K_f) do aldicarbe pelas amostras de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 50, 100 e 150 dias de incubação ($P_{\text{(probabilidade de erro)}} < 1,0 \times 10^{-4}$; $F_{\text{(valor do teste)}} = 24,73$; $R^2_{\text{(grau de liberdade do erro)}} = 0,90$).

Como pode ser visto na Figura 12, o comportamento da adsorção do aldicarbe por esta amostra foi semelhante em todos os tempos de incubação, e proporcional ao MOS adicionado à amostra do solo. A adsorção do aldicarbe foi mais alta desde o início, chegando ao máximo entre 60-80 dias de incubação. Para esta amostra, a adsorção ocorreu em menor tempo de incubação que para as demais. Tal fato poderia ser explicado pelo fato de a remoção dos óxidos de ferro amorfos ter propiciado a degradação mais rápida da matéria orgânica adicionada à amostra, levando à formação de estruturas mais estáveis em pouco tempo. Já que as amostras foram mantidas incubadas sob controle de umidade, supõe-se que a matéria orgânica tenha sofrido rápida humificação, havendo maior afinidade do aldicarbe com a amostra de SFeA.

Após 80 dias de incubação, pode ter ocorrido o desequilíbrio na formação de estruturas estáveis com disponibilidade de sítios adsorventes para o aldicarbe, fazendo com que ocorresse uma redução na adsorção.

Comparando-se as amostras estudadas (MOS, SCC, SMO e SFeA), observa-se que apesar de vários estudos mostrarem que a matéria orgânica é a principal responsável pela adsorção (LOPES, 1999; ANDRADE, 2000; VIEIRA et al., 1999; PIFFER, 1991; SANTOS et al., 1999; IGLESIAS et al., 1997; BRADY, 1989), pode-se comprovar que a mesma teve pouca influência. A matéria orgânica utilizada nesse trabalho foi sobra de

matéria orgânica usada no estudo de ANDRADE (2000); portanto, essa matéria orgânica pode ter perdido suas propriedades para uma alta adsorção; porém, o tempo de incubação foi o responsável pela adsorção. A maior adsorção variou entre 60-120 dias, tendo uma queda a partir deste tempo. Esta redução a partir de um certo tempo para todas as amostras pode ser explicada, pela possível formação de materiais de pouca estabilidade e afinidade para o aldicarbe.

Observa-se que a adsorção do aldicarbe foi baixa para todas as amostras. Este fato se deve ao alto potencial de lixiviação do aldicarbe, como também, à estrutura característica do solo. O Latossolo Vermelho-Amarelo é um solo poroso com alta taxa de infiltração, não permitindo, assim, que haja tempo suficiente para que ocorra o equilíbrio da concentração do pesticida na fase aquosa e sólida do solo (SCORZA Jr. et al., 2000).

5. CONCLUSÕES

Com a avaliação dos resultados através dos coeficientes da isoterma de Freundlich (K_f e $1/n$), coeficientes estes determinados no estudo da adsorção do aldicarbe nas diferentes amostras estudadas e, com a obtenção da curva de Gaussian, foi possível obter algumas conclusões a respeito da participação de cada fração de solo no fenômeno de adsorção.

Pode-se observar que a remoção das frações do solo alterou o comportamento do aldicarbe no solo:

- A remoção da matéria orgânica aumenta a adsorção do aldicarbe;
- A remoção dos óxidos de ferro amorfos diminui a adsorção do aldicarbe.

A adição de material orgânico seco às amostras de solo pouco contribuiu para o aumento da adsorção do aldicarbe. A proporção mais usada no campo de matéria orgânica é baixa, em torno de 5%, ocorrendo então, nenhuma ou quase nenhuma diferença na adsorção do aldicarbe nesta proporção. Só em maior proporção de material orgânico (30%) é a adsorção foi maior.

O tempo de incubação alterou o processo adsorptivo para as amostras estudadas. Com o passar dos dias de incubação, a adsorção foi maior, tendo o

seu máximo em torno de 60-120 dias e, a partir desse tempo, ocorreu uma queda na adsorção do aldicarbe.

Pode-se concluir que o comportamento do aldicarbe é controlado pelas características do solo, das frações do solo e, principalmente, pelo tempo de incubação.

De modo geral, o resultado deste estudo permite concluir que com o tempo de incubação, o aldicarbe estará mais adsorvido, reduzindo seu alto potencial de lixiviação, evitando, assim, a contaminação de corpos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRO FIT 98 - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – CFA/DDIV/DAS – **Sist. Produtos Fitossanitários** – Súmula das recomendações aprovadas para os produtos fitossanitários, 1998.

ANDERSON, J. V. An improved pretreatment for mineralogical analysis of samples containing organic matter. **Clays and Clays Minerals**, v.10, p.380-388, 1963.h

ANDRADE, R. **Adsorção de produtos de degradação do dissulfoton por frações de solo associadas a um material orgânico**. UFV, Viçosa, 122p., 2000, (Tese Ms).

ARIENZO, M., CRISANTO, T., SÁNCHEZ-MARTÍÍN, M. J., SÁNCHEZ-CAMAZANO, M. Effect of soil characteristics on adsorption and mobility of (¹⁴C) diazinon. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.42, n.8, p.1803-1808, 1994.

BAILEY, G. W., WHITE, J. L. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, white implications concerning pesticide bioactive. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.12, n.4, p. 224-232, 1964.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7^a ed. Rio de Janeiro. Livraria Freitas Bastos, 1989. p.750-788.

BRIGGS, G.G. Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.29, n.5, p.1050-1058, 1981.

CALVET, R. Adsorption-desorption Phenomena. In: HANCE, R. J., (Ed.) **Interaction between herbicides and the soil**. London, Academic Press, 1980. p.1-30.

CANELLAS, L.P., SANTOS, G.A., SOBRINHO N.M.B.A. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS G.A., CAMARGO F.A.O. (Eds) **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. 1999. p.69-89.

CAVANNA, S., GARATTI, E., RASTELLI, E., MOLINARI, G.P. Adsorption and desorption of bensulfuron-methyl on Italian paddy field soils. **Elsevier Science Ltda**, v.37, n.8, p.1547-1555, 1998.

COLLINS, C.H; BRAGA, G.L., BONATO, P.S. **Introdução a métodos cromatográficos**. Campinas: Editora da Unicamp, 1997. 279p.

EMPRESA BRASILEIRA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL – EMBRATER. **Manual técnico – Toxicologia dos defensivos agrícolas**. Brasília, 1983. 176p.

EPA-USA – Environmental Protection Agency, 17 de abril de 2001.

Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/alimentos/tox/mono/a07.htm>

FRANCISCO, O., BARK, E.; ROSSIN, N., SAQUI, P. **The Science of the Total Environment**, p. 123-124, 1992.

GAO, J.P., MAGUHN, J., SPITZAUER, P., KETTRUP, A. Sorption of pesticides in the sediment of the teufelsweiher pond (southern germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. **Wat. Res.** 32(5): p. 1662-1672, 1998.

GOMES, Marco A. F. **Agrotóxicos no sistema solo-água**. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, v.26, 1997, Rio de Janeiro. Anais: EMBRAPA/CNPMA, 1997. 6p.

GUERRA, M.S., SILVEIRA, C.P.D., CAVERO E.S. **Manual de inseticidas e acaricidas – aspectos toxicológicos**, Pelotas (RS), Editora Aimara Ltda, 345p., 1976. p.8-9

GUNARY, D. A. A new adsorption isotherm for phosphate in soil. **Soil Science**, v.21, p.72-77, 1970.

HAMAKER, J.W., THOMPSON, J.M., In: GORING, C.A.I., HAMAKER, J.M. (Eds.). **Organic chemicals in the soil environment**. New York: Marcel Dekker, 1972. v.1, p.49-143.

HOUNG, K-H, LEE, D-Y, Comparisons of linear and nonlinear Langmuir and Freundlich curve-fit in the study of Cu, Cd, and Pb adsorption on Taiwan soils. **Soil Science**, v.163, p.115-121, 1998.

HUANG, P.M., GROVER, R., McKERCHER, R.B. Components and particle size fractions involved in atrazine adsorption by soil. **Soil Science**, v.138, p.20-24, 1984.

- IGLESIAS-Jimenez E.; POVEDA, E.; SANCHEZ-Martin M.J., SÁNCHEZ-Camazano M. Effect of the nature of exogenous organic matter on pesticide sorption by the soil. **Elsevier Science B.V.** v.33, p.117-124, 1997.
- JACKSON, M. L., **Soil chemical analysis, Advanced course**, Madison: Winconsin: s.ed., 1969, 894p.
- KHAN, S. U. **Pesticides in the soil environment**. Amsterdam: Elsevier, 1980. 240p.
- KOSKINEN, W. C., HARPER, S. S., The retention process: mechanism. In: CHENG, H. H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p.51-57, (Book Series, number 2).
- LANÇAS, F.M., VILEGAS, J.H.Y., GALHIANE, M.S. Uso de técnicas cromatográficas para a avaliação de propriedades físico-químicas de pesticidas em solos. I - Determinação da adsorção/dessorção. **Pesticidas Revista Técnico-Científica.**, v.4, n.4, p.39-48, 1994.
- LAVKULICH, L. M., WIENS, J. H. Comparison of organic matter destruction by hydrogen peroxide and sodium hypochlorite and its effects on selected mineral constituents, **Soil Science Society of America Proceedings**, v.34, n.5, p.755-758, 1970.
- LOPES, A.L. **Mobilidade do dissulfoton, de seus produtos de degradação e do triadimenol em Latossolo Vermelho-Amarelo**. Viçosa, MG: UFV, 2000. 85p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, 2000.
- LOPES, N. P., **Adsorção do triadimenol por frações de solo associadas a um composto de lixo urbano**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 118p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.

- MARICONI, F.A.M. **Inseticidas e seu emprego no combate às pragas**, 7ª ed., São Paulo: Nobel, 1985, v.1, 305p.
- MOURA, R. F. **Lixiviação em material de solo salinizado do perímetro irrigado do projeto Gorutuba** – MG, UFV, Viçosa, 1989. 68p. (Tese Ms).
- MUSUMECI, M. R. **Defensivos agrícolas e sua interação com a microbiota do solo**. In: TSAI, S.M., NEVES, M.C.P. (Eds.) **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira do Solo, 1992. p.341-360.
- OLIVEIRA, Ana Maria de, **Resíduos de triadimenol e dissulfoton no solo e em folhas e frutos do cafeeiro após aplicação de uma formulação granulada**, UFV, Viçosa, 1999.113p. (Tese Ms).
- OLIVEIRA Jr., R. S. de, **Relação entre propriedades químicas e físicas do solo e sorção, dessorção e potencial de lixiviação de herbicidas**. Viçosa, MG: UFV, 1998. 83p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1998.
- PASCHOAL, A. D. **Pragas, praguicidas e a crise ambiental: problemas e soluções**. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 1979. 102p.
- PEREIRA, D. E. D. **Resíduos de pesticidas**, Vitória-ES: EMCAPA, 1986. 58p. (EMCAPA - Documentos, 29).
- PIFFER, R., RIGITANO, R.L.O. **Lixiviação e degradação do inseticida aldicarbe em dois diferentes solos**, Lavras, Ciênc. Prát. Lavras, v.15, n.4, p.355-363, 1991.
- REIS, César. **Modelo cinético de sorção de fosfato em algumas amostras de solo de Minas Gerais**, UFV, Viçosa, 72p., 1992, (Tese Ms).

RIGITANO, R.L.O., SOUZA, J.C., JÚNIOR, A.T., **Ocorrência de aldicarbe em folhas do cafeeiro e seu efeito no controle do bicho-mineiro *Perileuoptera coffeella* (Guérin-Mèneville, 1842).** Ciência e Prática de Lavras, v.17, n.1, p.43-48, Lavras, 1993.

SANTOS, G.A., CAMARGO, F.A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**, Ed. Gênese, Porto Alegre, 1999. p.1-263.

SARAIVA, O. F. **Relações da matéria orgânica com as características físicas e químicas de um podzólico vermelho-amarelo câmbio distrófico, fase terraço, submetido a sistemas de cultivo**, UFV, Viçosa, 1987, 175p. (Tese Doutorado).

SCHUMAN, L. M., Effect of removal of organic matter and iron-or manganese-oxide on zinc adsorption by soil, **Soils Science**, v.146 (4), p.248-254, 1988.

SCORZA Jr., R.P., RIGITANO, R.L.O., LIMA, L.A., GOUVÊA, A.V., **Avaliação de dois simuladores para predição da lixiviação de sulfona de aldicarbe em um latossolo vermelho-amarelo**, Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, n.2, p.241-250, 2000.

SILVA, José de R. T., **Solos do Acre: caracterização física, química e mineralógica e adsorção de fosfato**, UFV, Viçosa, 117p., 1999, (Tese Doutorado).

SOCCOL, C.R., PINHEIRO, L.I., KREFTA, A.A.W., Degradação microbológica de pesticidas no solo: revisão bibliográfica. **Pesticidas Revista Técnico-Científica**, v.5, p.1-18, 1995.

SPSS, **Sigma Plot 2000 – User's Guide 2000**, Ed. SPSS Inc. 443p. 2000.

TAVARES, M.C.H., LANDGRAF, M.D., VIEIRA, E.M., REZENDE, M.O.O.
Estudo da adsorção-dessorção da trifluralina em solo e em ácido húmico.
Química Nova, v.19, n.6, p.605-608, 1996.

UNESP RURAL JABOTICABAL, Brasil exagera na aplicação de agrotóxicos,
Revista Bimestral de Estudos de Pesquisas em Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia, Ano 4 -nº 18, p.13, 2000.

VELMINI, E. D., **Comportamento de herbicidas no solo**, In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO INTEGRADO DE PLANTAS DANINHAS EM HORTALIÇAS, Botucatu, UNESP, 1992, **Anais...**, Botucatu: UNESP, 1992, p.44-46.

VIEIRA, E.M.; PRADO, A.G.S.; LANDGRAF, M.D., REZENDE, M.O.D.
Study of adsorption desorption of herbicide 2,4D in Soil. **Química Nova**, v.22, n.3, p.305-308, 1999.

XING, B. Sorption of naphthalene and phenanthrene by soil humic acids.
Environmental Pollution, n.111, p.303-309, 2001.

WAGENET, R.J., RAO, P.S.C. Modelling pesticide fate in soils. In: CHENG, H. H. (Ed.). **Pesticide in the soil environment: processes, impacts and modelling**. Madison: Soil Society of America, 1990. p.351-399 (Book Series, 2).

WARE, G.W. Inseticides. **In the pesticide book** (4th ed.). Thomson Publ., Fresno, CA. 1994. p. 41-44; 47-52 e 62-64.

APÊNDICE

APÊNDICE A

Quadro 1A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 0 dia

C_{aldic-} ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	4,923	0,024	0,692	-1,616	$A = -3,301$
20,000	24,775	0,324	1,394	-0,489	$B = 2,166$
50,000	61,114	1,442	1,786	0,159	$R^2 = 0,951$
100,000	99,596	18,046	1,998	1,256	$K_f = 10^A = 5,0 \times 10^{-4}$
150,000	148,030	39,356	2,170	1,595	$1/n = B = 2,1664$

Quadro 2A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 0 dia

C_{aldic-} ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	9,582	0,059	0,981	-1,227	$A = -2,319$
20,000	32,272	0,596	1,508	-0,225	$B = 2,627$
50,000	47,171	35,431	1,674	1,549	$R^2 = 0,8101$
100,000	60,724	13,697	1,783	1,137	$K_f = 10^A = 4,8 \times 10^{-3}$
150,000	133,986	32,278	2,127	1,509	$1/n = B = 2,627$

Quadro 3A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 0 dia

C_{aldic-} ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,285	0,170	0,862	-0,769	$A = -2,21$
20,000	30,277	0,307	1,481	-0,512	$B = 1,479$

50,000	66,791	3,833	1,825	0,583	$R^2 = 0,883$
100,000	85,490	11,759	1,932	1,070	$K_f = 10^A = 6,2 \times 10^{-3}$
150,000	148,597	6,805	2,172	0,832	$1/n = B = 1,479$

Quadro 4A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	5,882	0,039	0,769	-1,403	$A = -2,155$
20,000	23,298	0,543	1,367	-0,264	$B = 2,658$
50,000	58,299	1,414	1,766	0,151	$R^2 = 0,742$
100,000	101,989	56,068	2,008	1,749	$K_f = 10^A = 0,007$
150,000	59,705	187,906	1,776	2,273	$1/n = B = 2,658$

Quadro 5A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	9,641	0,136	0,984	-0,866	$A = -2,959$
20,000	32,788	1,760	1,515	0,245	$B = 2,109$
50,000	91,336	7,740	1,961	0,889	$R^2 = 0,979$
100,000	148,526	64,552	2,172	1,801	$K_f = 10^A = 0,0011$
150,000	242,528	113,681	2,385	2,056	$1/n = B = 2,109$

Quadro 6A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,972	0,019	0,902	-1,725	$A = 3,699$
20,000	43,027	0,664	1,634	-0,178	$B = 2,234$

50,000	62,784	1,419	1,798	0,152	$R^2 = 0,956$
100,000	76,197	7,499	1,882	0,875	$K_f = 10^A = 0,0002$
150,000	157,000	10,576	2,196	1,0243	$1/n = B = 2,233$

Quadro 7A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	8,792	0,115	0,945	-0,941	$A = -3,523$
20,000	24,769	0,446	1,394	-0,351	$B = 2,418$
50,000	54,915	2,407	1,740	0,3815	$R^2 = 0,947$
100,000	112,500	33,352	2,051	1,5231	$K_f = 10^A = 0,0003$
150,000	138,190	92,451	2,1405	1,9659	$1/n = B = 2,418$

Quadro 8A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	8,854	0,195	0,947	-0,709	$A = -1,740$
20,000	35,009	0,714	1,544	-0,146	$B = 1,330$
50,000	68,268	12,639	1,834	1,102	$R^2 = 0,945$
100,000	92,594	20,317	1,966	1,308	$K_f = 10^A = 0,018$
150,000	144,231	6,248	2,159	0,796	$1/n = B = 1,329$

Quadro 9A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	5,389	0,054	0,731	-1,265	$A = -2,52$
20,000	31,286	2,283	1,495	0,358	$B = 1,368$

50,000	60,823	7,687	1,784	0,886	$R^2 = 0,649$
100,000	107,897	0,628	2,033	-0,202	$K_f = 10^A = 0,009$
150,000	163,277	17,464	2,213	1,242	$1/n = B = 1,368$

Quadro 10A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,788	0,099	0,832	-1,001	$A = -1,947$
20,000	26,109	0,906	1,417	-0,043	$B = 1,443$
50,000	34,712	10,275	1,540	1,012	$R^2 = 0,775$
100,000	102,837	7,167	2,012	0,855	$K_f = 10^A = 0,011$
150,000	153,446	9,478	2,186	0,977	$1/n = B = 1,443$

Quadro 11A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	8,762	0,063	0,943	-1,198	$A = -2,276$
20,000	18,144	5,360	1,259	0,729	$B = 1,747$
50,000	53,943	2,893	1,732	0,461	$R^2 = 0,695$
100,000	99,585	46,721	1,998	1,669	$K_f = 10^A = 0,005$
150,000	154,329	13,671	2,188	1,136	$1/n = B = 1,747$

Quadro 12A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	3,792	0,144	0,579	-0,842	$A = -1,416$
20,000	10,457	1,620	1,019	0,209	$B = 1,253$

50,000	51,751	3,191	1,714	0,504	$R^2 = 0,822$
100,000	74,476	19,062	1,872	1,280	$K_f = 10^A = 0,038$
150,000	164,712	3,481	2,217	0,542	$1/n = B = 1,253$

Quadro 13A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	8,862	0,058	0,947	-1,234	$A = -3,155$
20,000	29,347	0,854	1,467	-0,069	$B = 2,194$
50,000	57,850	11,138	1,762	1,047	$R^2 = 0,871$
100,000	99,422	44,833	1,997	1,652	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	157,966	11,993	2,198	1,079	$1/n = B = 2,194$

Quadro 14A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,465	0,081	0,811	-1,093	$A = -2,201$
20,000	32,356	1,241	1,510	0,094	$B = 0,524$
50,000	36,249	2,061	1,559	0,314	$R^2 = 0,798$
100,000	112,095	32,152	2,049	1,507	$K_f = 10^A = 0,006$
150,000	164,228	3,956	2,215	0,597	$1/n = B = 0,524$

Quadro 15A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,667	0,171	0,885	-0,767	$A = -2,027$
20,000	24,776	2,139	1,394	0,330	$B = 1,563$

50,000	50,185	3,974	1,701	0,599	$R^2 = 0,937$
100,000	116,867	28,905	2,068	1,461	$K_f = 10^A = 0,009$
150,000	164,518	14,616	2,216	1,165	$1/n = B = 1,563$

Quadro 16A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SCC, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SCC, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	4,869	0,081	0,687	-1,093	$A = -2,60$
20,000	12,009	3,839	1,079	0,584	$B = 1,518$
50,000	57,092	2,045	1,757	0,311	$R^2 = 0,940$
100,000	98,927	11,250	1,995	1,051	$K_f = 10^A = 0,002$
150,000	154,541	13,105	2,189	1,117	$1/n = B = 1,518$

Quadro 17A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	5,377	0,065	0,730	-1,189	$A = -2,796$
20,000	25,111	7,203	1,399	0,857	$B = 2,402$
50,000	59,392	28,867	1,774	1,460	$R^2 = 0,982$
100,000	101,089	67,068	2,005	1,826	$K_f = 10^A = 0,002$
150,000	152,529	290,332	2,183	2,463	$1/n = B = 2,402$

Quadro 18A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,373	0,071	0,868	-1,151	$A = -2,537$
20,000	25,313	1,412	1,403	0,149	$B = 1,675$

50,000	66,644	0,803	1,824	-0,095	$R^2 = 0,826$
100,000	84,572	5,856	1,927	0,768	$K_f = 10^A = 0,003$
150,000	120,975	16,525	2,083	1,218	$1/n = B = 1,675$

Quadro 19A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,363	0,055	0,867	-1,262	$A = -2,377$
20,000	17,041	0,321	1,231	-0,493	$B = 1,488$
50,000	45,227	2,488	1,655	0,396	$R^2 = 0,932$
100,000	110,005	5,427	2,041	0,735	$K_f = 10^A = 0,004$
150,000	163,285	4,536	2,213	0,657	$1/n = B = 1,488$

Quadro 20A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	5,999	0,031	0,778	-1,516	$A = -2,029$
20,000	29,482	0,373	1,469	-0,428	$B = 1,728$
50,000	48,851	0,335	1,689	-0,475	$R^2 = 0,880$
100,000	79,126	7,064	1,898	0,849	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	166,076	6,566	2,220	0,817	$1/n = B = 1,728$

Quadro 21A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,439	0,182	0,872	-0,739	$A = -1,769$
20,000	20,302	0,934	1,308	-0,029	$B = 1,289$

50,000	50,211	2,913	1,701	0,464	$R^2 = 0,957$
100,000	68,220	5,922	1,834	0,772	$K_f = 10^A = 0,017$
150,000	145,838	7,036	2,164	0,847	$1/n = B = 1,289$

Quadro 22A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,369	0,054	0,867	-1,265	$A = -2,886$
20,000	23,350	0,383	1,368	-0,417	$B = 1,813$
50,000	66,627	1,763	1,824	0,246	$R^2 = 0,985$
100,000	114,107	6,868	2,057	0,837	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	132,066	12,723	2,121	1,105	$1/n = B = 1,813$

Quadro 23A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,847	0,008	0,895	-2,093	$A = -4,000$
20,000	23,508	0,215	1,372	-0,667	$B = 2,325$
50,000	50,235	2,156	1,701	0,334	$R^2 = 0,937$
100,000	112,461	11,329	2,050	1,054	$K_f = 10^A = 0,0001$
150,000	169,718	6,270	2,229	0,797	$1/n = B = 2,325$

Quadro 24A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	8,854	0,195	0,947	-0,709	$A = -2,268$
20,000	35,009	0,714	1,544	-0,147	$B = 1,619$

50,000	68,268	12,639	1,834	1,102	$R^2 = 0,784$
100,000	92,594	20,317	1,967	1,308	$K_f = 10^A = 0,005$
150,000	144,231	6,248	2,159	0,796	$1/n = B = 1,619$

Quadro 25A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,685	0,055	0,886	-1,259	$A = -2,119$
20,000	22,764	2,750	1,357	0,439	$B = 1,516$
50,000	32,196	3,025	1,508	0,481	$R^2 = 0,799$
100,000	118,376	9,516	2,073	0,978	$K_f = 10^A = 0,008$
150,000	157,712	8,390	2,198	0,924	$1/n = B = 1,516$

Quadro 26A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,483	0,036	0,812	-1,445	$A = -2,468$
20,000	23,315	1,413	1,368	0,150	$B = 1,587$
50,000	60,410	2,063	1,781	0,314	$R^2 = 0,913$
100,000	113,013	6,621	2,053	0,821	$K_f = 10^A = 0,003$
150,000	163,090	7,256	2,212	0,861	$1/n = B = 1,587$

Quadro 27A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	4,761	0,086	0,678	-1,067	$A = -1,602$
20,000	6,474	2,416	0,811	0,383	$B = 1,534$

50,000	59,639	1,569	1,775	0,196	$R^2 = 0,689$
100,000	90,244	67,812	1,955	1,831	$K_f = 10^A = 0,025$
150,000	128,426	76,445	2,109	1,883	$1/n = B = 1,534$

Quadro 28A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	3,792	0,144	0,579	-0,842	A = -1,062
20,000	10,457	1,620	1,019	0,209	B = 0,947
50,000	51,751	3,190	1,714	0,504	$R^2 = 0,673$
100,000	74,476	19,061	1,872	1,280	$K_f = 10^A = 0,087$
150,000	164,712	3,480	2,217	0,542	$1/n = B = 0,947$

Quadro 29A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	5,483	0,268	0,739	-0,572	A = -1,215
20,000	23,948	2,966	1,379	0,472	B = 1,129
50,000	58,294	15,717	1,766	1,196	$R^2 = 0,843$
100,000	115,927	11,966	2,064	1,078	$K_f = 10^A = 0,061$
150,000	155,950	8,824	2,193	0,946	$1/n = B = 1,129$

Quadro 30A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	8,250	0,037	0,916	-1,429	A = -2,959
20,000	21,020	0,476	1,322	-0,322	B = 1,899

50,000	48,543	3,547	1,686	0,550	$R^2 = 0,953$
100,000	110,022	6,521	2,041	0,814	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	150,885	10,476	2,178	1,020	$1/n = B = 1,899$

Quadro 31A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	5,568	0,032	0,746	-1,491	$A = -2,886$
20,000	25,302	0,936	1,403	-0,028	$B = 2,019$
50,000	54,831	2,449	1,739	0,389	$R^2 = 0,807$
100,000	84,568	73,381	1,927	1,865	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	143,518	7,281	2,157	0,862	$1/n = B = 2,019$

Quadro 32A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SMO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SMO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	4,869	0,081	0,687	-1,093	$A = -1,449$
20,000	12,009	3,839	1,079	0,584	$B = 1,196$
50,000	57,092	2,045	1,756	0,311	$R^2 = 0,719$
100,000	98,927	11,250	1,995	1,051	$K_f = 10^A = 0,035$
150,000	154,541	13,105	2,189	1,117	$1/n = B = 1,196$

Quadro 33A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,847	0,142	0,895	-0,848	$A = -2,356$
20,000	27,497	0,631	1,439	-0,200	$B = 1,555$

50,000	56,009	1,124	1,748	0,051	$R^2 = 0,936$
100,000	98,160	9,378	1,992	0,972	$K_f = 10^A = 0,004$
150,000	157,863	12,671	2,198	1,103	$1/n = B = 1,555$

Quadro 34A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	6,735	0,198	0,828	-0,704	A = -2,387
20,000	24,674	2,048	1,392	0,311	B = 1,159
50,000	64,070	7,642	1,807	0,883	$R^2 = 0,894$
100,000	109,888	4,912	2,041	0,691	$K_f = 10^A = 0,004$
150,000	154,199	8,342	2,188	0,921	$1/n = B = 1,159$

Quadro 35A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	6,232	0,223	0,795	-0,652	A = -2,237
20,000	25,105	1,640	1,399	0,215	B = 1,679
50,000	51,458	4,862	1,711	0,687	$R^2 = 0,967$
100,000	112,669	16,253	2,052	1,211	$K_f = 10^A = 0,006$
150,000	142,754	63,332	2,155	1,802	$1/n = B = 1,679$

Quadro 36A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (Ce) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Ce ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log Ce	log x/m	y = A + Bx
5,000	8,569	0,049	0,933	-1,307	A = -2,143
20,000	30,761	1,729	1,488	0,238	B = 1,594

50,000	69,715	3,133	1,843	0,496	$R^2 = 0,702$
100,000	129,416	1,005	2,112	0,002	$K_f = 10^A = 0,007$
150,000	148,379	23,854	2,171	1,378	$1/n = B = 1,594$

Quadro 37A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	7,366	0,032	0,867	-1,493	$A = -1,668$
20,000	24,948	1,137	1,397	0,056	$B = 1,843$
50,000	53,848	2,366	1,731	0,374	$R^2 = 0,925$
100,000	98,165	2,862	1,992	0,457	$K_f = 10^A = 0,021$
150,000	150,666	15,931	2,178	1,202	$1/n = B = 1,843$

Quadro 38A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	8,439	0,028	0,926	-1,556	$A = -1,526$
20,000	25,105	1,105	1,399	0,043	$B = 1,876$
50,000	66,514	2,034	1,823	0,308	$R^2 = 0,959$
100,000	104,544	7,533	2,019	0,877	$K_f = 10^A = 0,029$
150,000	157,843	12,699	2,198	1,103	$1/n = B = 1,876$

Quadro 39A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,831	0,069	0,834	-1,163	$A = -1,309$
20,000	27,200	3,724	1,434	0,571	$B = 1,650$

50,000	66,636	2,906	1,824	0,463	$R^2 = 0,767$
100,000	111,045	47,011	2,045	1,672	$K_f = 10^A = 0,049$
150,000	156,177	6,422	2,194	0,808	$1/n = B = 1,650$

Quadro 40A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados aos 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,429	0,174	0,808	-0,759	$A = -1,224$
20,000	29,769	1,248	1,473	0,096	$B = 1,338$
50,000	50,207	11,120	1,701	1,046	$R^2 = 0,855$
100,000	103,648	6,298	2,016	0,799	$K_f = 10^A = 0,059$
150,000	138,028	9,300	2,140	0,968	$1/n = B = 1,338$

Quadro 41A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	6,573	0,111	0,818	-0,956	$A = -2,055$
20,000	20,907	0,839	1,320	-0,076	$B = 1,590$
50,000	61,185	8,910	1,787	0,950	$R^2 = 0,957$
100,000	114,753	11,515	2,059	1,061	$K_f = 10^A = 0,009$
150,000	118,278	8,145	2,073	0,911	$1/n = B = 1,590$

Quadro 42A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
5,000	8,959	0,086	0,952	-1,064	$A = -1,725$
20,000	29,231	2,260	1,466	0,354	$B = 2,128$

50,000	55,638	8,405	1,745	0,924	$R^2 = 0,965$
100,000	97,999	14,490	1,991	1,161	$K_f = 10^A = 0,019$
150,000	166,655	38,136	2,222	1,581	$1/n = B = 2,128$

Quadro 43A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,362	0,055	0,867	-1,263	$A = -1,669$
20,000	24,274	0,891	1,385	-0,050	$B = 2,028$
50,000	60,285	6,082	1,780	0,784	$R^2 = 0,988$
100,000	104,462	16,262	2,019	1,211	$K_f = 10^A = 0,021$
150,000	144,254	19,332	2,159	1,286	$1/n = B = 2,028$

Quadro 44A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,052	0,149	0,848	-0,827	$A = -1,194$
20,000	8,511	1,180	0,930	0,072	$B = 1,265$
50,000	70,537	4,234	1,848	0,627	$R^2 = 0,868$
100,000	103,484	9,006	2,015	0,954	$K_f = 10^A = 0,064$
150,000	143,203	21,958	2,156	1,341	$1/n = B = 1,265$

Quadro 45A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	6,383	0,176	0,805	-0,754	$A = -2,886$
20,000	28,745	0,808	1,458	-0,093	$B = 1,862$

50,000	59,122	9,941	1,772	0,997	$R^2 = 0,934$
100,000	84,776	27,731	1,928	1,443	$K_f = 10^A = 0,001$
150,000	143,985	35,209	2,158	1,547	$1/n = B = 1,862$

Quadro 46A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 5% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	6,465	0,231	0,811	-0,636	$A = -2,602$
20,000	26,746	1,232	1,427	0,091	$B = 1,208$
50,000	50,914	2,721	1,707	0,435	$R^2 = 0,926$
100,000	120,078	15,500	2,079	1,190	$K_f = 10^A = 0,0025$
150,000	154,199	6,135	2,188	0,788	$1/n = B = 1,209$

Quadro 47A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 15% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	6,627	0,164	0,821	-0,785	$A = -1,907$
20,000	26,935	1,069	1,430	0,029	$B = 1,415$
50,000	64,351	4,048	1,809	0,607	$R^2 = 0,999$
100,000	101,085	7,283	2,005	0,862	$K_f = 10^A = 0,012$
150,000	153,754	14,016	2,187	1,147	$1/n = B = 1,415$

Quadro 48A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeA, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeA, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), após adição de 30% do MOS, analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	4,797	0,314	0,681	-0,503	$A = -1,740$
20,000	37,412	0,624	1,573	-0,205	$B = 1,373$

50,000	66,181	3,133	1,821	0,496	$R^2 = 0,771$
100,000	103,484	14,316	2,015	1,156	$K_f = 10^A = 0,182$
150,000	152,149	51,675	2,182	1,713	$1/n = B = 1,373$

Quadro 49A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o MOS, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo MOS, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 0 dia

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	7,052	0,047	0,848	-1,324	$A = -4,000$
20,000	32,627	0,136	1,514	-0,866	$B = 2,664$
50,000	63,684	7,835	1,804	0,894	$R^2 = 0,765$
100,000	82,099	80,586	1,914	1,906	$K_f = 10^A = 0,0001$
150,000	66,689	4,750	1,824	0,677	$1/n = B = 2,664$

Quadro 50A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o MOS, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo MOS, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 50 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	5,764	0,187	0,761	-0,727	$A = -2,481$
20,000	43,619	0,466	1,639	-0,331	$B = 2,058$
50,000	44,487	30,986	1,648	1,491	$R^2 = 0,703$
100,000	94,225	112,203	1,974	2,050	$K_f = 10^A = 0,003$
150,000	148,533	98,800	2,172	1,995	$1/n = B = 2,058$

Quadro 51A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o MOS, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo MOS, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 100 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,0000	5,694	0,099	0,755	-1,005	$A = -1,824$
20,0000	19,489	4,209	1,289	0,624	$B = 1,625$

50,0000	32,669	11,296	1,514	1,053	$R^2 = 0,876$
100,0000	129,365	28,692	2,112	1,458	$K_f = 10^A = 0,015$
150,0000	153,473	32,978	2,186	1,518	$1/n = B = 1,625$

Quadro 52A – Resultados das concentrações de aldicarbe na solução em equilíbrio (C_e) com o MOS, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo MOS, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 150 dias

$C_{aldic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
5,000	8,630	0,123	0,936	-0,911	$A = -2,366$
20,000	23,679	4,455	1,374	0,649	$B = 1,997$
50,000	44,103	9,975	1,644	0,999	$R^2 = 0,628$
100,000	29,796	17,644	1,474	1,247	$K_f = 10^A = 0,0043$
150,000	66,689	4,750	1,824	0,678	$1/n = B = 1,997$